

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Katedra fyzické geografie a geoekologie

Biologie

Učitelství biologie a geografie pro SŠ



Bc. Barbora Štambergová

**PROSTUPNOST KRAJINY V KONTEXTU JEJÍ
FRAGMENTACE DOPRAVNÍ INFRASTRUKTUROU A
SUB/URBÁNNÍ VÝSTAVBOU**

**LANDSCAPE PERMEABILITY IN CONTEXT OF IT'S FRAGMENTATION
BY TRAFFIC AND SUBURBANIZATION**

Diplomová práce

Vedoucí diplomové práce: RNDr. Dušan Romportl, Ph.D.

Praha 2015

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 25. 6. 2015

.....
Bc. Barbora Štambergová

Poděkování

Ráda bych zde poděkovala všem, kteří mi byli oporou při zpracovávání této práce i během celého studia. Zvlášť bych chtěla poděkovat svému vedoucímu diplomové práce RNDr. Dušanu Romportlovi, Ph.D., za jeho vstřícnost, pomoc a cenné rady, které mě vedly při psaní této práce.

Zadání diplomové práce

Název práce

Prostupnost krajiny v kontextu její fragmentace dopravní infrastrukturou a sub/urbánní výstavbou

Klíčová slova

fragmentace krajiny, prostupnost krajiny, ekodukty, suburbanizace

landscape fragmentation, landscape permeability, ecoducts, mitigation measures, suburbanization

Cíle práce

- Rešerše otázky ochrany prostupnosti krajiny a významu budování kompenzačních opatření (ekodukty, podchody atd.)
- Rešerše problematiky fragmentace krajiny v kontextu suburbánního vývoje
- Hodnocení změny prostupnosti krajiny jižního zázemí Prahy s ohledem na výstavbu dálničního obchvatu a sub/urbánní rozvoj
- Analýzy efektivity vystavěných kompenzačních opatření (klasifikace ekoduktů)

Použité pracovní metody, zájmové území, datové zdroje

- Rešerše problematiky fragmentace krajiny vlivem rozvoje dopravní infrastruktury a sub/urbánního rozvoje, rešerše ochrany prostupnosti krajiny a otázky budování kompenzačních opatření (ekodukty, podchody atd.) za použití relevantní literatury
- Hodnocení změny prostupnosti krajiny jižního zázemí Prahy na základě terénního mapování a distančních dat s důrazem na výstavbu obchvatu a sub/urbánní rozvoj
- Analýzy efektivity vystavěných kompenzačních opatření (klasifikace ekoduktů dle intenzity využívání)

Datum zadání: 10. 12. 2013

Podpis studenta

Bc. Barbora Štambergová

Podpis vedoucího práce

RNDr. Dušan Romportl, Ph.D.

Podpis vedoucího katedry

Abstrakt

Prostupnost krajiny je v současné době výrazně snižována především rozšiřováním antropogenních bariér – dopravní infrastrukturou a sub/urbánní výstavbou. Vznik těchto bariér má na živočichy různé ekologické dopady, které se liší mezi jednotlivými taxonomickými skupinami. Zajištění určité míry prostupnosti krajiny je klíčové pro přežívání mnohých druhů organismů. Účinnými nástroji při plánování ochrany a obnovy prostupnosti krajiny je řada modelů, jejichž teoretický rámec i praktické využití jsou v této práci popsány. Praktická část práce se zabývá modelováním změn v prostupnosti krajiny v jižním zázemí Prahy. Zhodnocena je také efektivita kompenzačních opatření na obnovu prostupnosti krajiny, která zde byla realizována.

Klíčová slova: fragmentace krajiny, prostupnost krajiny, ekodukty, suburbanizace

Abstract

Landscape permeability is currently significantly decreasing mainly due to anthropogenic barriers - transportation infrastructure and sub/urban development. The construction of these barriers has various environmental impacts on animals that differ among taxa. Ensuring a certain degree of permeability of the landscape is crucial for the survival of many species of organisms. Effective tools for the planning protection and restoration of the permeability of the landscape are series of models, whose theoretical framework and practical use are described in this thesis. The practical part deals with the modeling of changes in landscape permeability in the southern hinterlands of Prague. The effectiveness of the implemented mitigation measures is also evaluated.

Keywords: landscape fragmentation, landscape permeability, ecoducts, mitigation measures, suburbanization

OBSAH

1. ÚVOD	9
1.1 CÍLE PRÁCE	9
2. FRAGMENTACE KRAJINY	11
2.1 FRAGMENTAČNÍ BARIÉRY	13
2.1.1 Osídlení a jeho ekologické dopady	13
2.1.2 Dopravní infrastruktura a její ekologické dopady	15
2.2 DOPADY FRAGMENTACE NA ŽIVOČICHY	18
2.2.1 Malí savci	19
2.2.2 Střední savci	20
2.2.3 Velcí savci	21
2.2.4 Ptáci	23
2.3 METODY HODNOCENÍ FRAGMENTACE KRAJINY	24
3. PROSTUPNOST KRAJINY	25
3.1 PRŮCHODY	25
3.1.1 Faktory ovlivňující funkčnost průchodů	27
3.1.1.1 Rozměr a technické provedení	27
3.1.1.2 Lokalizace průchodu	28
3.1.1.3 Povrchové úpravy	28
3.1.1.4 Eliminace rušivých vlivů	29
3.1.2 Hodnocení využívání ekoduktů	30
3.2 HODNOCENÍ A MODELOVÁNÍ PROSTUPNOSTI KRAJINY	31
3.2.1 Teoretické přístupy k hodnocení prostupnosti krajiny	31
3.2.1.1 Cesta nejnižších nákladů - least-cost path analysis	31
3.2.1.2 Obvodová teorie	33
3.2.2 Modelování konektivity krajiny	36
4. METODICKÉ POSTUPY A ZDROJE DAT	38
4.1 ZÁJMOVÉ ÚZEMÍ	38
4.2 ANALÝZA PROSTUPNOSTI KRAJINY	39
4.2.1 Datové zdroje	39
4.2.2 Metodický postup modelování prostupnosti krajiny v jižním zázemí Prahy	41
4.3.3 Monitorování ekoduktů	45

5. VÝSLEDKY	47
5.1 ANALÝZA PROSTUPNOSTI KRAJINY	47
5.2 MONITOROVÁNÍ EKODUKTŮ	50
6. DISKUZE	56
6.1 ANALÝZA PROSTUPNOSTI KRAJINY	56
6.2 EFEKTIVITA EKODUKTŮ	57
7. ZÁVĚR	59
8. SEZNAM LITERATURY	61
8.1 TIŠTĚNÉ ZDROJE.....	61
8.2 INTERNETOVÉ ZDROJE.....	71
8.3 DATOVÉ ZDROJE	71
9. PŘÍLOHY	72

Seznam tabulek:

Tabulka 1: Průchodnost silnic pro savce	16
Tabulka 2: Základní typy průchodů	26
Tabulka 3: Faktory ovlivňující účinnost migračního objektu	27
Tabulka 4: Kategorie krajinného pokryvu a hodnoty rezistence	42
Tabulka 5: Rušivý vliv lidských aktivit	46
Tabulka 6: Využívání ekoduktů u Cholupic	51

Seznam obrázků:

Obrázek 1: Fragmentace krajiny evropských států v roce 2009	11
Obrázek 2: Porovnání polygonů UAT z let 1980 a 2005	12
Obrázek 3: Sídla v Česku	14
Obrázek 4: Primární ekologické dopady silnic a dopravy	16
Obrázek 5: Vhodně navržené průchody pro zvěř	29
Obrázek 6: Síťové znázornění krajiny pro výpočet vzdálenosti vážené náklady	32
Obrázek 7: Základní kroky tvorby cesty nejnižších nákladů.....	32
Obrázek 8: Síťové znázornění krajiny.....	34
Obrázek 9: Ekologické procesy znázorněné prostřednictvím obvodu	35
Obrázek 10: Grafické podklady a výstup modelu	36
Obrázek 11: Krajinný pokryv zájmového území	40

Obrázek 12: Rezistence krajiny před výstavbou Pražského okruhu	43
Obrázek 13: Rezistence krajiny po výstavbě Pražského okruhu	44
Obrázek 14: Průchody na jižní části okruhu a monitorované objekty	46
Obrázek 15: Koridory v krajině před výstavbou Pražského okruhu	48
Obrázek 16: Koridory v krajině po výstavbě Pražského okruhu	49
Obrázek 17: Zaniklé koridory	50

Seznam grafů:

Graf 1: Mortalita na silnicích	17
Graf 2: Využívání ekoduktu u Kocandy	53
Graf 3: Roční cyklus průchodů dle zastoupení jednotlivých druhů	54
Graf 4: Roční cyklus průchodů srnce obecného	55

1. ÚVOD

Fragmentace krajiny a snižování konektivity jednotlivých krajinných celků představuje v současné době závažný problém ochrany přírody. K těmto procesům, které mají negativní vliv na přirozené toky genů, materiálů i energií v krajině, nejvýrazněji přispívá svou činností člověk (Pullinger a Johnson, 2010). Pro snižování negativních dopadů fragmentace krajiny je důležité zajišťovat spojitost jednotlivých strukturních prvků v krajině a tím umožňovat volný pohyb všem organismům. Tato návaznost krajinných prvků, označovaná jako funkční konektivita krajiny, určuje míru prostupnosti krajiny a je často klíčová pro přetrvání populací organismů ve fragmentované krajině (Janin a kol., 2009).

Člověk nejvýrazněji narušuje prostupnost krajiny rozšiřováním silniční sítě a urbánní i suburbánní výstavbou, proto jsem se rozhodla, zabývat se vlivem těchto procesů na konektivitu krajiny i ve své diplomové práci. Téma diplomové práce jsem si vybrala z několika důvodů. Především jsem se chtěla zabývat problematikou interakce člověka s přírodou a tato práce mi poskytla příležitost zabývat se vlivem lidských aktivit na procesy probíhající v krajině a sledovat jejich vývoj v čase. Zároveň jsem měla možnost sledovat tyto interakce v krajině, kterou sama dobře znám a ve které se často pohybuji, protože se studované území nachází v blízkosti mého bydliště. Také jsem měla možnost vnést do některých částí práce i pohled biologa a propojit tak geografii s dalším oborem, který je mi blízký.

1.1 CÍLE PRÁCE

Tato diplomová práce navazuje na bakalářskou práci s názvem Hodnocení změn prostupnosti krajiny na příkladu Pražského okruhu. Cílem práce je zhodnotit problematiku fragmentace krajiny v souvislosti s přibývajícím dopravním infrastrukturou a suburbánní či urbánní výstavbou. Cílem práce je také zanalyzovat změny prostupnosti krajiny v zájmovém území za použití relevantních metod vybraných na základě rešerše literatury a analyzovat efektivitu postavených kompenzačních opatření.

Cílem teoretické části této práce je seznámit prostřednictvím rešerše literatury s problematikou fragmentace krajiny a jejími ekologickými dopady. Pozornost je věnována také dopadům fragmentace krajiny na konkrétní druhy živočichů, které se mohou potenciálně vyskytovat v zájmové oblasti - jižním zázemí Prahy. Cílem druhé části rešerše literatury

je seznámit s přístupy k řešení obnovy prostupnosti krajiny. Představeny a porovnány jsou vybrané teorie používané při řešení této problematiky.

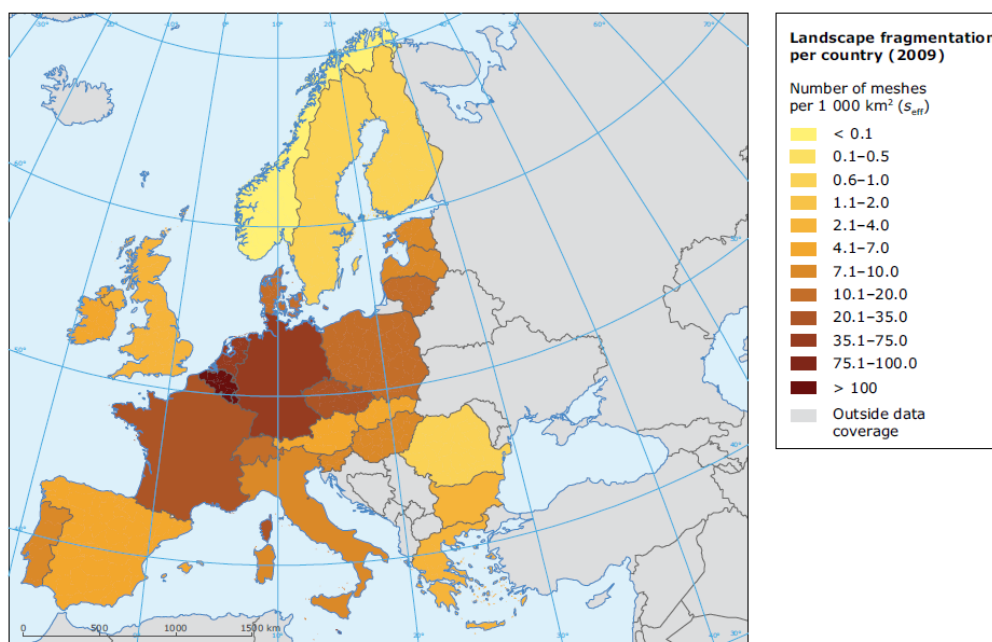
V praktické části práce budou zhodnoceny změny v prostupnosti krajiny v modelovém území, kterým bylo zvoleno jižní zázemí Prahy, konkrétně oblast, kde byl postaven Pražský okruh. Pomocí vybraného modelu budou analyzovány změny v prostupnosti krajiny, ke kterým došlo v souvislosti s výstavbou okruhu i rozrůstáním suburbí. Na základě výsledků modelu budou zhodnocena opatření na obnovu prostupnosti krajiny, především z hlediska jejich lokalizace. Cílem je také s pomocí poznatků získaných v rešeršní části a dat nasbíraných na sledovaném ekoduktu analyzovat efektivitu vystavěných kompenzačních opatření na sledované části Pražského okruhu.

2. FRAGMENTACE KRAJINY

Změny, ke kterým dochází v krajině vlivem činnosti člověka, způsobují ztrátu přírodních habitatů a izolovanost jednotlivých celků (Acevedo a kol., 2005). Rozdělování habitatů na menší celky označujeme jako fragmentace krajiny. Rozdělování je způsobeno vznikem kvalitativně odlišných ploch na území původních přírodních habitatů. Fragmentace krajiny sestává ze dvou důležitých procesů. Prvním je zmenšování velikosti habitatů, které primárně ovlivňuje velikost populace a její přežívání. Druhým procesem je redistribuce nově vzniklých plošek do nesouvislých oblastí. Prostorová redistribuce plošek ovlivňuje migraci živočichů a výměnu jedinců mezi populacemi (Wilcove a kol., 1998).

Fragmentace a ztráta habitatů je vedle dalších procesů (změna land use a land cover, klimatické změny a znečištění) považována za hlavní příčinu současných změn v biodiverzitě na globální i lokální úrovni (Benítez-López a kol., 2010; Driessen a kol., 2007). Jednu z nejvíce fragmentovaných krajin světa vykazuje dle Selvy (2011) Evropa. Jako příčiny uvádí vznik průmyslové revoluce a výrazný rozvoj automobilové dopravy právě v této oblasti. V současné době se na fragmentaci evropské krajiny nejvíce podílí urbanizace (Tigas a kol., 2002) a dopravní infrastruktura (Selva a kol., 2011). Míru fragmentace krajiny evropských států zobrazuje následující mapa pomocí metody efektivní velikosti oka (*effective mesh size*) (Jaeger, 2000).

Obrázek 1: Fragmentace krajiny evropských států v roce 2009

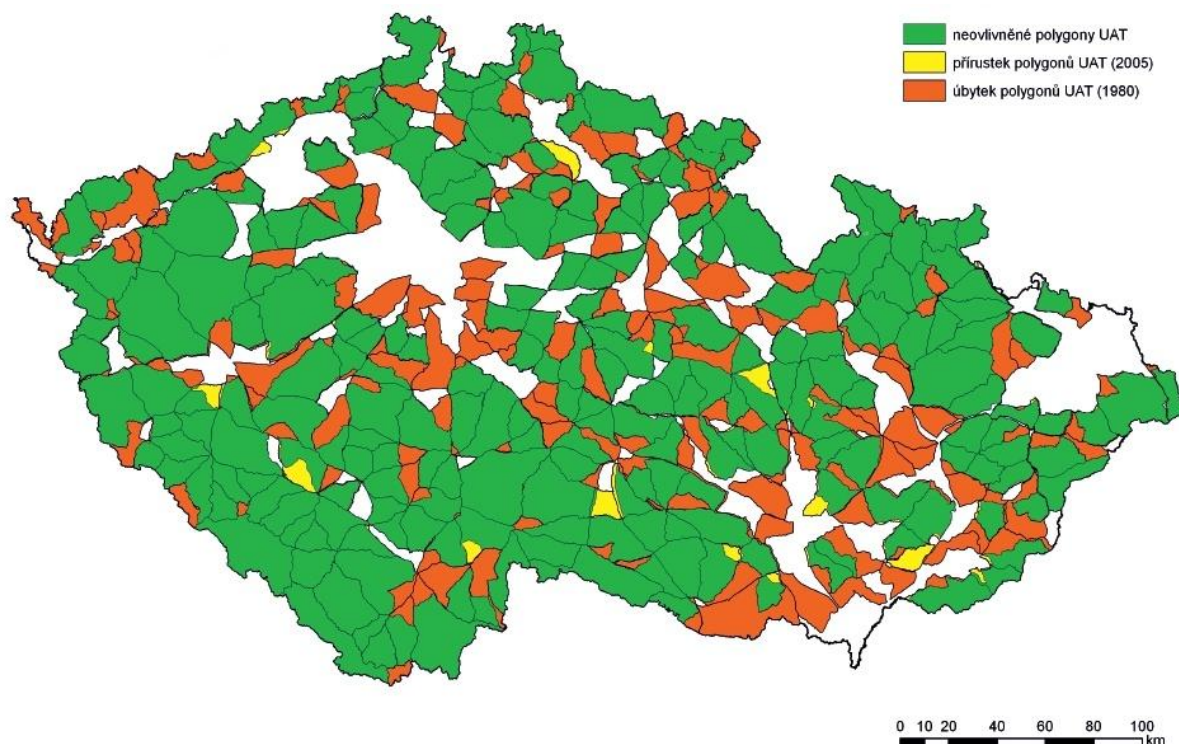


Zdroj: Jaeger a kol. (2011)

V porovnání se západní Evropou je stav fragmentace krajiny České republiky dle Anděla a kol. (2010b) stále relativně příznivý, což připisují opožděnému vývoji dopravní infrastruktury. Vývoj posledních několika desetiletí však ukazuje zhoršování situace i u nás. Uvádí se, že od 90. let ubývá průměrně 790 km² nefragmentovaných ploch ročně a předpokládá se, že se tato rychlost bude v dalších letech ještě zvyšovat (Anděl a kol., 2010a). Za klíčové faktory ve vývoji fragmentace území České republiky považují Anděl a kol. (2010b) koncepční opatření v územním plánování, protože tato opatření by mohla určitým způsobem regulovat prvotní příčiny fragmentace. Těmi jsou na našem území *urban sprawl* a rozvoj dopravní infrastruktury (Anděl a kol., 2010b; Ouředníček a kol., 2008).

Následující mapa ukazuje změny ve velikosti nefragmentovaných území v České republice prostřednictvím polygonů UAT („*Unfragmented Area by Traffic*“). Jedná se o území ohraničené silnicemi s intenzitou dopravy více než 1000 vozidel za den a minimální rozlohou 100 km² (Anděl a kol., 2008; Anděl a kol., 2010a).

Obrázek 2: Porovnání polygonů UAT z let 1980 a 2005



Zdroj: Anděl a kol., 2008

2.1 FRAGMENTAČNÍ BARIÉRY

Jako fragmentační nebo také migrační bariéry označujeme přírodní a antropogenní struktury v krajině bránící volnému pohybu živočichů (Anděl a kol., 2010b) a snižující možnosti toku energií a materiálů v krajině (Fu a kol., 2010). V prostředí fragmentovaném pouze přírodními bariérami (velké řeky, pohoří) jsou populace živočichů na přítomnost těchto bariér zvyklé a migrační cesty jsou jejich existenci přizpůsobené. Přírodní bariéry mohou ovlivňovat genový tok a různými způsoby tak ovlivňovat genetiku populací (*inbreeding*, mutace, speciace), ale tyto procesy jsou přirozené a dochází k nim v dlouhodobějších časových měřítcích bez vlivu člověka (Anděl a kol., 2005). Na populacích živočichů se však může negativně projevit, pokud člověk začne tyto přírodní útvary uměle upravovat. Příkladem mohou být nevhodné technické úpravy břehů, výstavby plavebních kanálů či velkých přehradních nádrží. Následkem těchto úprav se mohou stát jinak často pozitivní krajinné prvky migračními bariérami (Anděl a kol., 2010a).

Fragmentační bariéry můžeme dle Anděla a kol. (2010a) kategorizovat několika způsoby. Prvním hlediskem při kategorizaci může být odpor neboli rezistence bariéry. Na základě tohoto hlediska můžeme určit, zda se jedná o bariéry nepropustné či s minimálním odporem. Dále je možno kategorizovat bariéry dle doby působení. Rozlišujeme bariéry přechodné, kterými mohou být například ploty či ohradníky, a bariéry trvalé, které pozmění krajinu na dlouhou dobu. Třetím hlediskem kategorizace bariér je typ objektu. Pro faunu lesních ekosystémů rozlišují Anděl a kol. (2010a) následující objekty: silnice a dálnice, železnice, osídlení, ploty a ohradníky, bezlesí, vodní toky a vodní plochy. Souhrnně byly tyto bariéry popsány v bakalářské práci. Vzhledem ke svému zaměření se proto tato práce bude zabývat podrobněji pouze dopravní infrastrukturou a osídlením.

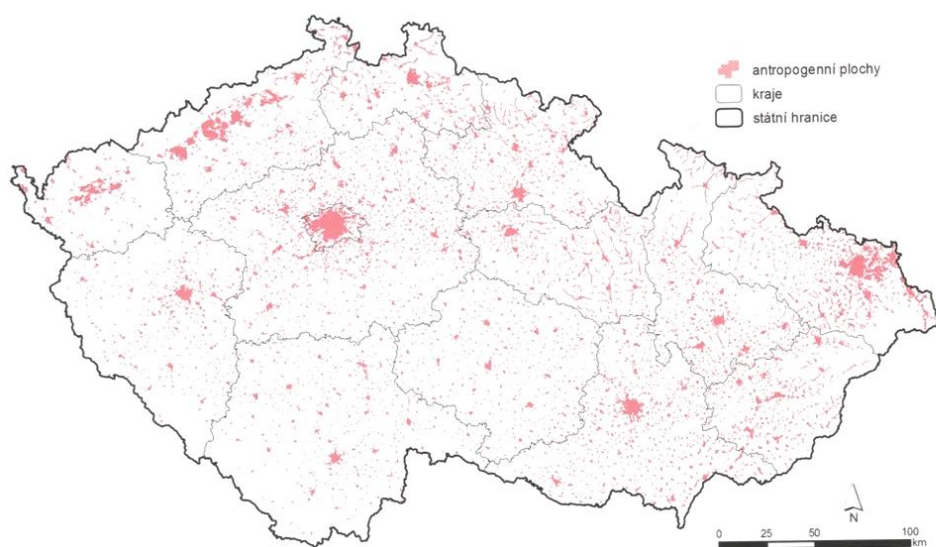
2.1.1 Osídlení a jeho ekologické dopady

Koncem 18. století se začala evropská města rozrůstat vysokým tempem a výrazně začal stoupat přírůstek městského obyvatelstva (Couch a kol., 2007). Dnes již přes 75 % obyvatel Evropy žije ve městech a předpokládá se, že v roce 2020 bude míra urbanizace 80 %, v několika státech až 90 %. Rozrůstání měst však přináší mnohé negativní ekologické dopady. Uvádí se, že více než čtvrtina území Evropské unie je přímo ovlivněna procesy spojenými se vznikem městské krajiny (Ludlow a kol., 2006).

Osídlení je považováno za jednu z hlavních bariér ovlivňujících volný pohyb živočichů v krajině. Vzhledem k trvalému a v podstatě nevratnému charakteru zástavby je obtížné

přijímat jakákoli opatření na zlepšení průchodnosti těchto území. Sídlní oblasti jsou kategorizovány jako zcela neprůchodné, proto lze prostupnost krajiny zajišťovat pouze prostřednictvím dostatečně širokých volných ploch mezi sídly. Mezi sídelní bariéry řadíme nejen samotná sídla, ale i průmyslové, zemědělské, těžební, skladové a komerční areály a další objekty antropogenní infrastruktury. Rozložení sídel v Česku ukazuje následující mapa. Sídla jsou ohraničena obalovou zónou odstupňovanou dle velikosti sídla, ne přesnou hranicí intravilánu, protože bariérový ji přesahuje (Anděl a kol., 2010a).

Obrázek 3: Sídla v Česku



Zdroj: Anděl a kol., 2010b

V současné době představují rizikovou zástavbu především suburbanizace (Anděl a kol., 2010b). Suburbanizace rozlišujeme dle převládajícího charakteru na rezidenční a komerční. Rezidenční suburbanizace je charakteristická výstavbou nového bydlení v zázemí měst. Z hlediska fragmentace krajiny je problematický především tzv. *urban sprawl*, neboli nekoordinovaný zábor ploch a rozpínání města do krajiny. Komerční suburbanizace je lokalizována zejména podél hlavních dopravních tahů a představuje místa koncentrace logistiky, hypermarketů, částečně i výroby a zábavy. Komerční suburbanizace vzniká typicky na tzv. „zelených loukách“, hlavním problémem proto je zábor mnohdy kvalitních ploch (Ludlow a kol., 2006; Ouředníček a kol., 2008). Takto přeměněné plochy spolu s doprovodnými jevy (hluk, znečištění ovzduší, světelné znečištění) představují oblasti, kterým se živočichové spíše vyhýbají, proto se výrazně podílí na fragmentaci krajiny (Anděl a kol., 2010b; Ouředníček a kol., 2008). Suburbanizace je charakteristická vysokou

prostorovou segregací jednotlivých lidských aktivit (práce, škola, nákupy, zábava), což vyvolává neustálé přepravní toky. Pro zajištění potřeb obyvatelstva v suburbiiích je tak nutná výstavba adekvátní dopravní infrastruktury, která je spolu s intenzivní dopravou také významným fragmentačním činitelem (Sýkora a kol., 2002).

2.1.2 Dopravní infrastruktura a její ekologické dopady

Dopravní infrastruktura představuje produkt lidské činnosti, který významným způsobem interaguje s okolní krajinou. Zkoumáním dopadů dopravy na populace volně žijících živočichů se vědci začali více zabývat v 70. letech minulého století. Zvýšený zájem o tuto problematiku vedl ke vzniku samostatného vědního podoboru, tzv. *road ecology*. Termín byl zaveden krajinným ekologem Richardem T. T. Formanem a znamená přístup spojující ekologii, geografii, inženýrství i krajinné plánování za účelem zkoumání, vyhodnocování i řešení dopadů dopravní infrastruktury (Coffin, 2007). Fragmentace krajiny dopravní sítí představuje v současné době jednu z největších hrozeb pro biologickou diverzitu po celém světě (Iuell a kol., 2003; Selva a kol., 2011). Jednu z nejvíce fragmentovaných krajin světa nalézáme právě v Evropě. Rozvoj dopravní sítě a její nárůst se předpokládá i do budoucna, proto je řešení negativních dopadů dopravy stále více aktuálním tématem (Jaeger a kol., 2011).

Dopravní síť představuje liniovou bariéru, jejíž výrazný fragmentační efekt je dán především skutečností, že není možné ji obejít (Anděl a kol., 2005; Anděl a kol., 2010b). Studie se věnují zkoumání dopadů jak silniční, tak železniční sítě (Forman a Alexander, 1998; Shepard a kol., 2008; Whittington a kol., 2004). Železniční tratě jsou však obecně považovány na snadněji překonatelné bariéry. Větší hrozbu představují pouze vysokorychlostní tratě, jejichž výraznější rozvoj je teprve očekáván (Anděl a kol., 2010b). Bariérový efekt silnic je způsoben hustotou dopravy a stavebními úpravami. Závislost bariérového efektu pro savce na hustotě dopravy vyjádřili Iuell a kol. (2003) následovně:

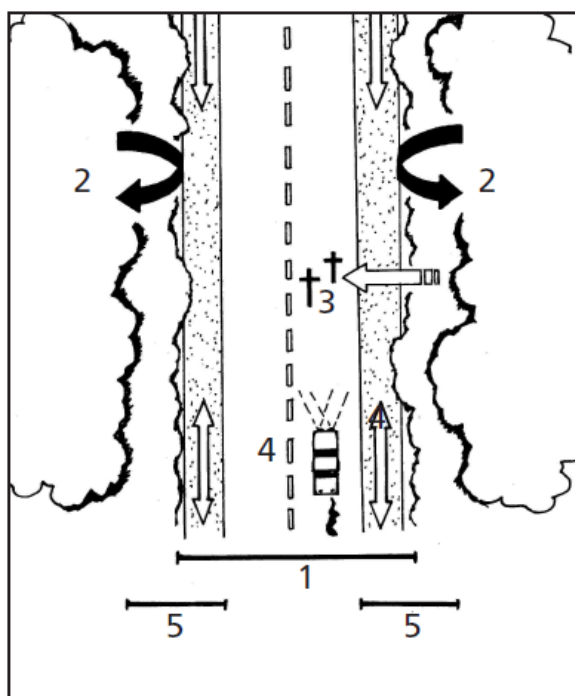
Tabulka 1: Průchodnost silnic pro savce

Intenzita dopravy	Průchodnost
méně než 1000 vozidel/den	průchodné pro většinu druhů
1000-4000 vozidel/den	citlivější druhy se vyhýbají, pro ostatní průchodné
4000-10 000 vozidel/den	výrazný bariérový efekt, hluk odpuzuje mnoho druhů, snaha o přechod často končí smrtí po střetu s vozidlem
více než 10 000 vozidel/den	neprůchodné pro většinu druhů

Zdroj: Iuell a kol., 2003; vlastní zpracování

Efekt komunikací jako bariéry je pouze jedním z několika dopadů, které můžeme pozorovat. Hlavní ekologické dopady dopravní infrastruktury shrnuje následující obrázek (Iuell a kol., 2003):

Obrázek 4: Primární ekologické dopady silnic a dopravy



1. ztráta habitatu
2. bariérový efekt
3. mortalita
4. disturbance a znečištění
5. funkce krajnic a efekt komunikace jako koridoru

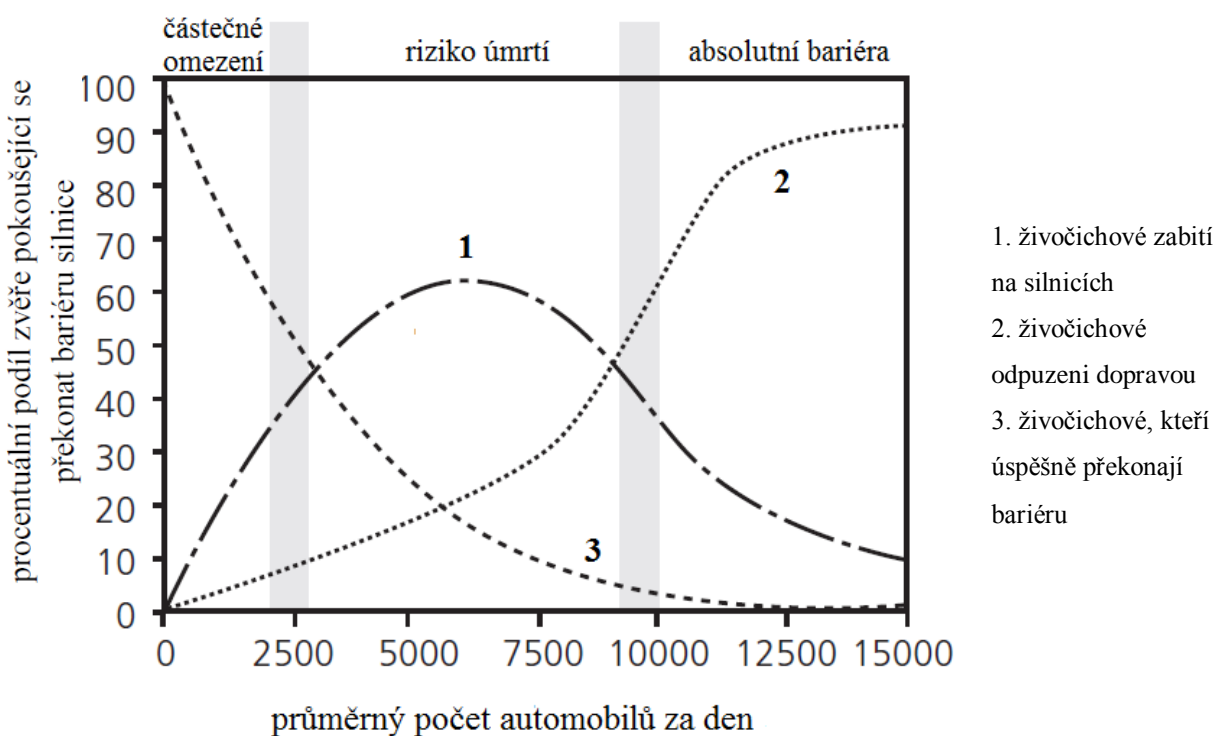
Zdroj: Iuell a kol., 2003

Ztráta habitatů je přímým následkem výstavby silnic či železnic (Coffin, 2007). Seiler (2001) upozorňuje na skutečnost, že k výraznějším habitatovým změnám způsobeným výstavbou silnic, dochází na území mnohonásobně větším, než je plocha samotného silničního tělesa. Výstavbou silnic či železnic a vznikem nevhodných habitatů, které představují jak fyzické tak behaviorální bariéry, dochází k rozdělování habitatů (Iuell a kol., 2003;

Shepard a kol., 2008). Následkem může být i rozdělení populací na menší metapopulace, které mohou mít vlivem izolace potíže z hlediska dlouhodobého přežívání (Forman a Alexander, 1998). Při rozdělování habitatů dochází také k relativnímu zvětšování hranic. Čím menší fragment je, tím má relativně větší obvod vzhledem ke své ploše. Fletcher a kol. (2007) považují pochopení změn ekologických toků a procesů v těchto okrajových částech habitatů za klíčové pro vyhodnocování a chápání následků fragmentace.

Mortalita je nejviditelnějším dopadem dopravy. Přestože mortalita na silnicích představuje u většiny druhů pouze 1-4 % celkové úmrtnosti (Iuell a kol., 2003), jsou druhy, u kterých úmrtnost na silnicích znamená vážně ohrožení z hlediska dlouhodobého přežití populace (Clarke a kol., 1998; Coffin, 2007). Náchylní k usmrcení na silnicích jsou obecně obojživelníci a plazi (méně pohybliví) a druhy, které nejsou silnicemi odpuzovány nebo jsou jimi z nějakého důvodu dokonce přitahovány (Fahring a Rytwinski, 2009). Zvýšené riziko úmrtí je zejména v místech, kde silnice křižují migrační trasy živočichů (Coffin, 2007). Nejvyšších hodnot dosahuje mortalita na silnicích se střední intenzitou dopravy. Tuto skutečnost vysvětlují Iuell a kol. (2003) tím, že na silnicích s nižší intenzitou dopravy zvíře pravděpodobněji překoná překážku bez střetu s vozidlem, zatímco v místech s velmi intenzivní dopravou intenzivní dopravou bude zvíře zcela odrazeno od vstupu na silnici.

Graf 1: Mortalita na silnicích



Zdroj: Iuell a kol. (2003)

Doprava způsobuje také mnohé disturbance v okolí dopravní infrastruktury, které negativně působí na většinu druhů organismů (Coffin, 2007). Za hlavní disturbanční činitele považujeme chemické zplodiny, umělé osvětlení a reflektory aut, hluk a vibrace (Iuell a kol., 2003; Jaeger a kol., 2005). Tyto faktory mohou významně ovlivnit výskyt citlivějších druhů v okolí silnic (například ptáků a netopýrů) a výrazně zvýšit bariérový efekt silnic (Jaeger a kol., 2005; Seiler, 2001). Uvedené polutanty i samotná přítomnost silničního tělesa dle Coffiny (2007) také značně ovlivňují abiotickou složku prostředí a způsobují změny v hydrologii, kvalitě vzduchu a vody či sedimentačních a erozních procesech.

Funkce dopravních tahů jako koridorů a ekologické funkce krajnic mohou oproti výše popsaným procesům působit i pozitivně. Koridorem je myšleno samotné silniční těleso, krajnice a pruhy vegetace uprostřed vícepruhových silnic (Forman a Alexander, 1998). Koridory mohou umožňovat aktivní i pasivní pohyb organismů. Této funkce dle studií často využívají například malí savci či hmyz zejména v zemědělsky intenzivně využívané krajině (Forman a Alexander, 1998; Iuell a kol., 2003). Seiler (2001) však upozorňuje, že takto se mohou skrze koridory rozšířit i invazní druhy. Krajnice silnic mohou některým druhům sloužit také jako vhodné habitaty. Dle Iuella a kol. (2003) je tato funkce významná zejména v urbanizovaných oblastech. Vhodnými úpravami krajnic tak lze lokálně zvýšit biodiverzitu, ale plánování musí citlivě zohledňovat lokální podmínky. V opačném případě by úpravy mohly vést ke zvýšené nehodovosti či vzniku ekologických pastí (Iuell a kol., 2003; Seiler, 2001).

2.2 DOPADY FRAGMENTACE NA ŽIVOČICHY

Proces fragmentace krajiny má za následek rozdělování krajiny na menší celky a zvyšující se izolovanost těchto částí (Fletcher a kol., 2007). Vznik fragmentačních bariér, kterými jsou v současné kulturní krajině nejčastěji pozemní komunikace a zastavěné plochy (Anděl a kol., 2010b), přináší rozmanité ekologické dopady na organismy (Fahring, 2003; Seiler, 2001). Schopnost posoudit, jaké dopady budou mít tyto procesy na konkrétní druhy, považují Gehring a Swihart (2002) za klíčovou, při navrhování účinných nástrojů na ochranu přírody. Studie zkoumající dopady fragmentace jsou zpravidla zaměřené na konkrétní taxonomickou skupinu, neboť je potřeba, aby byly podloženy rozsáhlými soubory statistických dat získaných v terénu. Pro přesnost výzkumu musí být také zahrnuty konkrétní habitatové nároky a behaviorální charakteristiky zkoumaných skupin, tudíž je nutné, aby byl předmět studia přesně vymezen (Baker a kol., 2007; Crooks, 2002; Hansen a kol., 2005;

Lankester a kol., 1991; Virgós a kol., 2002). Největší procento výzkumů, které ve své práci shrnuje Zeller a kol. (2012), je věnováno obratlovcům (*Vertebrata*), konkrétně savcům (*Mammalia*). Převažující počet výzkumů zaměřených na tuto taxonomickou skupinu můžeme vysvětlit například faktem, že fragmentací krajiny jsou ovlivněny především druhy obývající rozsáhlejší území při relativně malém počtu jedinců. Proto mezi druhy potenciálně nejvíce ohrožené fragmentací patří především velcí savci (Hlaváč a kol., 2001).

V následujících podkapitolách jsou shrnuty dopady fragmentace na vybrané skupiny živočichů. Vzhledem k zaměření praktické části práce byli vybráni taková živočišné, kteří se mohou vyskytovat i v zázemí velkých měst. Skupina savců zahrnuje živočichy, kteří se vzhledem ke značným rozdílům velikosti těla liší ekologickými nároky, proto byli savci rozděleni dle Hlaváče a kol. (2001) na 3 podskupiny dle velikosti.

2.2.1 Malí savci

Na základě výzkumů, které byly prováděny na různých druzích malých savců, se zdá, že tato skupina savců obecně silně reaguje na změnu ve vegetačním pokryvu. Reakce jsou však druhově specifické v závislosti na konkrétních stanovištních nárocích jednotlivých druhů. Pokud se změní vegetační pokryv takovým způsobem, že vzniknou pro dané druhy nehostinné plochy, může dojít až k úplnému rozdělení populace (Sauvajot a kol., 1998). Přestože se některé druhy mohou pohybovat na větší vzdálenosti i skrze nevhodné habitaty, může takto fragmentované prostředí zvyšovat riziko vyhynutí (Bolger a kol., 1997). Tento jev se na populacích malých savců projevuje až při vysoké míře fragmentace typickou například pro městskou a příměstskou krajinu (Huijser a Bergers, 2000; Rondinini a Doncaster, 2002), neboť si vzhledem k velikosti těla vystačí s relativně malým územím. Studium populací hlodavců (*Rodentia*) bylo zjištěno, že negativně se projeví rozdělení populace až na plochách menších než 25 ha (Bolger a kol., 1997). Studie Bolgera a kol. (1997) také ukázala, že fragmentace krajiny může mít nepřímé negativní důsledky na malé savce. Výzkumem populací hlodavců v krajině fragmentované dopravní infrastrukturou bylo zjištěno zvýšené riziko predace. Potenciální predátoři hlodavců se na těchto plochách vyskytovali hojněji než v nefragmentovaných částech habitatů.

Příkladem malého savce, pro kterého změna habitatu v důsledku fragmentace nepředstavuje závažnější problém, je ježek (*Erinaceus europaeus*). Ježci jsou schopni najít si potravní zdroje i úkryty v odlišných habitatech, neboť patří mezi potravní i habitatové generalisty (Driezen a kol., 2007). Přestože tedy někteří malí savci nemusí trpět v důsledku

samotné fragmentace krajiny, ekologické dopady fragmentačních bariér – konkrétně silnic – mohou být i pro tyto populace velmi závažné (Huijser a Bergers, 2000; Rondinini a Doncaster, 2002). U malých savců i dalších skupin živočichů se může snižovat pravděpodobnost přežití kvůli přímé mortalitě na silnicích i kvůli dalším negativním ekologickým dopadům, které blízkost silnic přináší (Huijser a Bergers, 2000). Samotná přítomnost bariéry také ovlivňuje pohyb mezi jednotlivými fragmenty. Forman a Alexander (1998) zjistili, že silnice o šířce 6-15 metrů může až desetkrát snižovat pravděpodobnost pohybu mezi fragmenty, což může mít vliv na dlouhodobé přežívání populace. Malí savci mají však výhodu, že mohou využívat různé trubní propustky, které jsou pro větší živočichy příliš malé. Pokud je tedy takových objektů skrze silniční těleso dostatek, mohou mít překonávání silnic malí savci snadnější (Hlaváč a kol., 2001).

2.2.2 Střední savci

Skupině středně velkých savců nebývá - stejně jako malým savcům - věnována zvláštní pozornost při sledování a hodnocení dopadů fragmentace, pokud se nejedná o zvláště chráněné druhy. Předpokládá se, že i těmto druhům dostačuje ochrana poskytovaná tzv. „deštníkovým druhům“, kterými jsou zpravidla velcí savci (Kerley a kol., 2003). Přestože tedy není věnována pozornost této skupině ve vztahu k fragmentaci jako celku, nalezneme množství studií věnující se vlivům fragmentace na vybrané zástupce středně velkých savců (Crooks, 2002; Keith a kol., 1993; Virgós, 2002).

Příkladem živočicha vyskytujícím se běžně i v zázemí velkých měst je zajíc polní (*Lepus Europaeus*). Uvádí se, že početnost populací zajíce polního v Evropě od začátku 60. let klesá. Fragmentace krajiny dopravní infrastrukturou byla v literatuře dlouhou dobu uváděna jako jednou z hlavních příčin, ale detailně nebyly dopady silnic na populace zajíců dlouhou zkoumány (Roedenbeck a Voser, 2008). Studie Lewise a kol. (2011) ukázala, jak přeměna struktury krajiny ovlivní přežití populace ve fragmentovaném území. Bylo zjištěno, že hustota populace zajíce pozitivně korelovala s lesními fragmenty a negativně s otevřenými plochami, které se nacházely více než 300 m od lesního celku. Ve vysoce fragmentované krajině tak hrozí populacím těchto savců úmrtí nejen v souvislosti s intenzivní dopravou (Rodenebeck a Voser, 2008), ale i s nedostatkem úkrytů v nízkém porostu a s tím souvisejícím zvýšeným rizikem predace (Keith a kol., 1993). Virgós a kol. (2002) také upozorňují na fakt, že výskyt zajíce ve fragmentované krajině může značně ovlivnit rozšíření šelem, neboť tvoří jejich častou potravu. Příkladem takové šelmy je například liška (*Vulpes*

vulpes). Studiu chování lišek v urbanizovaných oblastech se věnoval Baker a kol. (2007). Bylo zjištěno, že zatímco v neurbanizovaných a méně fragmentovaných oblastech může být velikost teritoria lišky i několik stovek hektarů (Hlaváč a kol., 2001), poblíž velkých měst může dojít k jejich výraznému zmenšení. Baker a kol. (2007) tuto skutečnost připisovali především tomu, že lišky si dokážou poblíž lidských sídel vyhledat nové zdroje potravy a nepotřebují tak velké teritorium k pokrytí potřeby. Pokud však zdroje potravy nejsou dostačující a liška musí při obstarávání potravy obcházet rozsáhlé fragmentované teritorium, můžeme pozorovat určité adaptace v jejím chování. Nejvýraznější adaptací byla změna denního rytmu takovým způsobem, aby k nevyhnutelnému kontaktu s dopravní infrastrukturou docházelo v hodinách s nízkou intenzitou dopravy. Vyhýbání se frekventovaným silnicím tak může mít ve fragmentované krajině za následek nižší příjem potravy, který se může odrazit v nižším reprodukčním úspěchu (Baker a kol., 2007).

Dalším příkladem živočicha, u kterého byly dopady fragmentace zkoumány, je jezevec (*Meles meles*). Jezevec je živočichem preferujícím lesnaté oblasti (Hlaváč a kol., 2001), proto bylo zkoumáno, jaký vliv má na jeho populace fragmentace lesa (Virgós, 2002a). Pokud byl les fragmentován vznikem nových pastvin či zemědělských ploch a velikost fragmentů byla alespoň 90-100 ha, dokázali jezevci z těchto podmínek vytěžit určité výhody. Vzhledem k tomu, že se jedná o potravní generalisty, dokázali využívat tyto plochy především k vyhledávání nových zdrojů potravy (Virgós, 2001; Virgós, 2002a). Pokud však začala převažovat kulturní krajina a jezevci byli izolováni pouze v malých v ostrůvcích kvalitnějších habitatů, bylo pozorováno snižování početnosti populace. Kulturní krajina nepředstavovala pro jezevce bariéry bránící jejich pohybu, ale nahradila kvalitní habitaty klíčové pro úspěšné rozmnožování jezevce (Lankester a kol., 1991). Početnost populace také výrazně klesala v případě, že bylo dané území fragmentováno dopravní infrastrukturou. Clarke a kol. (1998) označili úmrtnost na silnicích nižších tříd za hlavní příčinu snižování početnosti populace jezevce v Británii. Silnice nejvyšší třídy působily jako výrazná bariéra, neboť intenzivní doprava jezevce odpuzuje.

2.2.3 Velcí savci

Největší pozornost při zkoumání dopadů fragmentace krajiny na živočichy bývá věnována skupině velkých savců z několika důvodů. Jedním z nich je skutečnost, že velcí savci potřebují k dlouhodobému přežívání funkčně propojené jednotlivé populace a mají tak značné prostorové nároky na volný pohyb v krajině (Anděl a kol., 2010b). Velcí savci také

reprezentují živočichy rozsáhlejších lesních ekosystémů a mají tak poměrně vysoké ekologické nároky. Můžeme tedy předpokládat, že při zajištění konektivity krajiny pro velké savce, bude konektivita dostatečná i pro ostatní druhy lesních savců, protože vhodné ekologické podmínky pro velké druhy budou dostačující i pro druhy menší. Tento předpoklad je základem koncepce ochrany přírody založené na vybírání tzv. deštníkových druhů a vysvětluje, proč značnou část deštníkových druhů představují právě velcí savci (Anděl a kol., 2010a; Roberge a Angelstam, 2004).

Zástupcem velkých savců běžně se vyskytujícím i v člověkem značně modifikované krajině je srnec (*Capreolus capreolus*). Přestože tento druh původně obýval lesní oblasti, díky značné behaviorální plasticitě se rozšířil i v kulturní krajině téměř po celé Evropě a dnes se s ním můžeme běžně setkat i v intenzivně obhospodařované krajině či v zázemí velkých měst (Acevedo a kol., 2005; Coulon a kol., 2008; Hewison a kol., 2001; Wang a Schreiber, 2001). Srnci, kteří se vlivem fragmentace lesních celků dostali do otevřené krajiny, vykazovali antipredační chování a vytvářeli výrazně větší a kompaktnější skupiny, než lokální populace žijící v zalesněných oblastech (Jepsen a Topping, 2004). U jedinců, kteří byli přinuceni přivyknout si životu v otevřené krajině, se toto antipredační chování objevilo s takovou rychlostí, že Gerard a kol. (2002) dospěli k závěru, že nemůže být výsledkem přírodní selekce, ale výsledkem rychlých změn ve struktuře krajiny způsobených člověkem.

Negativním dopadem fragmentace krajiny na populace velkých savců je často uváděno snižování genetické diverzity v důsledku znemožnění pohybu a následném křížení jedinců mezi jednotlivými populacemi (Wang a Schreiber, 2001). Kuehn a kol. (2007) však upozorňují, že dokazování tohoto negativního dopadu je problematické, neboť doba oddělení zkoumaných populací velkých savců antropogenními bariérami není zatím dostatečně dlouhá, abychom změny na genetické úrovni mohli pozorovat.

Ve studiích zkoumajících výskyt a pohyb srnců v krajině bylo zjištěno, že se srnci vyhýbají oblastem s lidskými aktivitami i antropogenním fragmentačním bariérám a pokud nemusí, tak tyto bariéry nepřekonávají (Coulon a kol., 2008; Hewison a kol., 2001). Pokud jsou fragmenty dostatečně velké, přizpůsobí srnci své potulky, aby vyhledali dostatek zdrojů pro pastvu (Hewison a kol., 2007).

Dalším příkladem velkého savce, který je na našem území běžně rozšířený a nestále se může vyskytovat i v okolí velkých měst a v intenzivně obhospodařovaných nížinách, je prase divoké (*Sus scrofa*). Prase divoké představuje živočicha, který neobývá stálá teritoria a migruje v závislosti na potravní nabídce, proto se stává častou obětí silniční dopravy (Hlaváč a kol., 2001). Virgós a kol. (2002b) studovali, které faktory ovlivňují výskyt prasete

divokého ve fragmentované krajině. Vedle intenzity lidské činnosti, která měla na výskyt výrazný vliv, považují za klíčovou velikost krajinného zrna. Studie ukázala, že pro výskyt prasete divokého je klíčová přítomnost velkých lesních ploch (nad 100 ha). Na rozdíl od jiných živočichů však prase divoké nevykazuje problémy s obstaráváním potravy, neboť díky výrazné diurnální migraci zpravidla nalezne dostatek zdrojů i ve fragmentované krajině.

2.2.4 Ptáci

Studii zkoumající vliv fragmentace a ekologických dopadů silnic na populace ptáků bychom našli celou řadu. Autoři přesto často poukazují na potřebu věnovat této problematice mnohem více pozornosti, aby bylo možné negativní dopady těchto procesů podrobně popsat a především navrhnout jejich účinná řešení (Parris a Schneider, 2009; Reijnen a kol., 1996).

Dopady fragmentace lesa na populace lesních druhů ptáků zjišťoval Robinson a kol. (1995) pozorováním vlhovce hnědohlavého (*Molothrus ater*), který představuje druh vyskytující se v otevřených lesích i poblíž lidských obydlí. Bylo zjištěno, že při fragmentaci lesních stanovišť zemědělskými plochami či suburbánní výstavbou často vzniká mozaika ploch, která poskytuje ptákům nové příležitosti k hledání potravy. Přestože měli ptáci v takto fragmentovaných stanovištích dostatek potravy, nová mozaika stanovišť přilákala také více predátorů, což mělo za následek zvýšenou predaci a snižování početnosti populace vlhovce.

Nejvýraznější dopady na populace ptáků však nepřináší fyzické rozdělení habitatu, ale intenzivnější doprava. Výzkumy ukázaly negativní závislost mezi hladinou hluku silničního tělesa a hustotou původních ptačích populací (Parris a Schneider, 2009; Reijnen a kol., 1996). Nižší hustotu populací v okolí frekventovaných silnic vysvětlují Parris a Schneider (2009) například skutečnost, že větší hluk může interferovat s ptačí komunikací. Ta může být klíčová například pro signalizaci nebezpečí, vymezování teritorií nebo při námluvách.

V souvislosti s fragmentací ptačích habitatů zmiňuje Andrews (1990) také elektrické vedení. Trasy ptáků přelétajících v nižších výškách jsou elektrickými vedeními často křížovány, proto můžeme i tyto objekty považovat za fragmentační bariéry. Při snížené viditelnosti, či při hromadných migracích, mohou kolize s touto bariérou způsobovat významné ztráty. Američtí autoři Stout a Cornwell (1976) dokonce označili kolizi s touto bariérou za jednu z nejčastějších příčin úmrtí ptáků v USA.

2.3 METODY HODNOCENÍ FRAGMENTACE KRAJINY

Metody využívané ke kvantifikaci fragmentace krajiny můžeme rozdělit do dvou základních skupin. První skupinu tvoří metody stanovující číselné indexy fragmentace (Jaeger, 2000), druhou skupinu reprezentuje metoda vymezující nefragmentovaná území (Anděl a kol., 2010a).

Nejčastěji využívaným číselným indikátorem fragmentace krajiny je efektivní velikost oka (Anděl a kol., 2010a; Jaeger, 2000). Metoda shrnuje údaje o fragmentaci krajiny do jedné hodnoty, kterou je možno snadno interpretovat. Metoda má jasný matematický základ a prošla řadou modifikací odstraňujících faktory negativně ovlivňující její výpovědní hodnotu. Proto je efektivní velikost oka považována za spolehlivou metodu a je doporučováno ji využívat při analýzách míry fragmentace krajiny (Anděl a kol., 2010a; Jaeger a kol., 2008).

Indikátor efektivní velikosti oka vychází z pravděpodobnosti, že dva jedinci náhodně umístění na sledované ploše nebudou odděleni bariérou, protože předpoklad kontaktu dvou jedinců je považován za klíčový pro přežívání populace (Jaeger, 2000). Často užívaným ukazatelem je také hodnota efektivní hustoty oka, která představuje převrácenou hodnotu efektivní velikosti oka. Hodnota efektivní hustoty oka vyjadřuje počet ok na plochu, kdy vyšší hustota oka znamená vyšší stupeň fragmentace krajiny (Anděl a kol., 2010a; Jaeger, 2000).

Metoda UAT („*Unfragmented Area by Traffic*“) slouží k vymezování polygonů nefragmentovaných dopravou, které díky své relativní nedotčenosti potřebují zvláštní ochranu. Polygony UAT musí splňovat dva základní požadavky – jsou ohraničeny silnicemi s určitou intenzitou dopravy a mají minimální požadovanou rozlohu. V České republice se jedná o území s minimální rozlohou 100 km², která jsou ohraničena silnicemi s intenzitou dopravy více než 1000 vozidel za den (Anděl a kol., 2011). Selva a kol. (2011) však upozorňují, že hodnoty používané k vymezování polygonů UAT je třeba přizpůsobovat lokálním podmínkám a objemu dopravy měnícímu se v čase.

3. PROSTUPNOST KRAJINY

Fragmentace krajiny způsobuje řadu procesů, které negativně působí na organismy (Fahring, 2003; Iuell a kol., 2003). Pro snižování těchto negativních dopadů je nezbytné věnovat se identifikaci a ochraně ekologicky hodnotných habitatů a zajišťovat mezi nimi spojení. Propojenost jednotlivých krajinných prvků je označována jako konektivita. Ta umožňuje pohyb organismů mezi jednotlivými habitaty a pomáhá chránit zejména menší lokální populace před vymřením (Alagador a kol., 2012). Konektivita krajiny je určena rozmístěním krajinných prvků a také odporem, který kladou jednotlivé elementy při pohybu organismů. Pro setrvání populací je klíčová především funkční konektivita krajiny neboli její prostupnost (Janin a kol., 2009). Autoři Singleton a kol. (2002) popisují prostupnost jako vlastnost heterogenní krajiny, která živočichům umožňuje pohyb napříč krajinou. Prostupnost krajiny může být ohrožována zejména v místech vzniku výrazných fragmentačních bariér. Pro obnovu funkční konektivity je nezbytné tyto bariéry na vhodně vybraných místech zprůchodňovat (Bissonette a Adair, 2008). K tomuto účelu jsou často stavěny průchody pro zvěř, které umožňují překonat jinak neprostupnou bariéru. Pro funkčnost těchto objektů je důležité jejich umístění, technické parametry a řada dalších faktorů, které budou podrobněji popsány v následující kapitole (Bissonette a Adair, 2008; Singleton a kol., 2002).

3.1 PRŮCHODY

Volně žijící živočichové mohou při pohybu v krajině narážet na množství bariér bránících volnému pohybu. K usnadnění pohybu přes tyto antropogenní bariéry mohou být na vybraných místech postaveny objekty, které umožní živočichům bariéru překonat. První průchody začaly vznikat v 60. letech ve Francii, Lucembursku a Nizozemí. Velká část těchto objektů byla spíše menších rozměrů a sloužila výhradně k pohybu živočichů. V současné době můžeme pozorovat trend stavět ekodukty jako multifunkční objekty sloužící zároveň živočichům i člověku (Corlatti a kol., 2009), což však může mít negativní vliv na jejich využívání živočichy (Austin a Garland, 2001).

Na základě technických parametrů průchodů a způsobu, jakým živočich překoná bariéru, rozlišujeme následující typy průchodů:

Tabulka 2: Základní typy průchodů

PODCHOD	Umožňuje zvěři překonat silnici pod úrovní dopravní infrastruktury
Propust	Propusty jsou objekty typicky betonové či ocelové. Na průřezu mají tvar kruhový, čtvercový, nebo trojúhelníkový. Slouží k vodohospodářským účelům nebo umožňují migraci menších druhů živočichů. Je preferováno stavět objekty, které kombinují obě tyto funkce. Speciálním typem jsou trubní ocelové propusty, které jsou typické malým průměrem (0,5 – 1,5 m), určené primárně k migraci obojživelníků
Most	Mosty představují objekty udržující dopravu na určité výškové úrovni, nebo dopravu vyzdvihují nad úroveň okolí země. Hlavními funkcemi je umožňovat pohyb zvěře, lidí a protékání vodních toků pod bariérou. Mosty přirozené se klenou nad původní málo pozměněnou krajinou. Mosty speciální mají značně upravené podmostí a slouží konkrétnímu účelu (migraci zvěře, nebo lokální dopravě). Mosty víceúčelové tyto funkce kombinují.
NADCHOD	Umožňuje zvěři překonat silnici nad úrovní dopravní infrastruktury
Most	Mosty představují objekty, jejichž konstrukce převyšuje reliéf okolní krajiny, nebo přemostují terénní deprese. Speciální mosty určené primárně k přecházení zvěře nazýváme ekodukty. Ekodukty by měly být pokryty přirozenou vegetací. Vhodné je také umístit na ekodukty zpešťující prvky (kamení, části kmenů, atp.), které mohou zvyšovat atraktivitu ekoduktu pro klíčové druhy živočichů.
Tunel	Tunely představují ražené či hloubené objekty umožňující překonání morfologie terénu. Slouží zpravidla k převádění méně frekventovaných silnic či lesních cest přes hlavní dopravní tasy. Jejich úprava k migraci zvěře je spíše doprovodným jevem. Pokud však vznikne tunel výhradně za účelem migrace zvěře, označujeme jej také jako ekodukt.
Vzdušný most	Jedná se o provazy či tyče připevněné na stromy/sloupy, které přemostují bariéru. Jsou určené stromovým a šplhavým živočichům.

Zdroj: Anděl a kol., 2011; Glista a kol., 2009; Van der Ree a kol., 2007; vlastní zpracování

3.1.1 Faktory ovlivňující funkčnost průchodů

Funkčními objekty označují Hardy a kol. (2007) takové průchody, jejichž využívání zvířata upřednostňují před přecházením samotné vozovky. Faktorů, které ovlivňují, zda budou zvířata průchody využívat, je celá řada a studie dokládají jejich úzkou provázanost (Corlatti a kol., 2009; Van der Ree a kol., 2007). Jejich základní přehled ukazuje následující tabulka:

Tabulka 3: Faktory ovlivňující účinnost migračního objektu

EKOLOGICKÉ PARAMETRY	významnost migrační cesty	
	ekologické charakteristiky okolí	prvky podporující migraci (vhodné biotopy, naváděcí struktury)
		prvky omezující migraci (osídlení, doprava, další antropogenní vlivy)
TECHNICKÉ PARAMETRY	technické řešení objektu	typ konstrukce, rozměrové parametry
	začlenění do okolí	úprava plochy objektu a okolí (charakter povrchu, instalace úkrytů pro živočichy, vegetační úpravy, naváděcí bariéry)
	eliminace rušivých vlivů	opatření proti hluku, osvětlení, vizuálnímu a pohybovému rušení

Zdroj: Anděl a kol., 2011; vlastní zpracování

3.1.1.1 Rozměr a technické provedení

Rozměrové parametry a technické provedení objektu jsou na základě mnoha studií pokládány za nejdůležitější faktory ovlivňující využívání průchodů (Georgii a kol., 2011; Hardy a kol., 2007; Van der Ree a kol., 2007). Klíčovými parametry jsou délka, šířka a výška objektu. Nalezli bychom studie prokazující nárůst počtu středně velkých a velkých savců na širších nadchodech i obecnou závislost mezi šířkou objektu a intenzitou jeho využívání (Georgii a kol., 2011). Délka může naopak negativně ovlivňovat využívání průchodů, protože studie ukázaly, že s rostoucí délkou klesá jejich efektivnost (Austin a Garland, 2001; Ng a kol., 2004). Všechny tři parametry je však třeba zvažovat společně, proto nalezneme metodiky doporučující pro konkrétní druhy živočichů určité rozměry průchodů

(Anděl a kol., 2006; Hlaváč a kol., 2006). Zatímco větší živočichové potřebují objekty dostatečně velkých rozměrů, menší živočichové často preferují průchody menší (Mata a kol., 2003). Proto je důležité z hlediska zlepšení prostupnosti například silničního tělesa budovat průchody různých rozměrů a tvarů (Huijser a kol., 2007).

Clevenger a Waltho (2005) poukazují také na to, že zejména u nadchodů může být velmi významný i samotný tvar objektu. Studie ukázaly, že zatímco některým živočichům vyhovují otevřené vstupy na ekodukty, jiní druhy preferují spíše nadchody s uzavřenějšími okraji. Vhodnými technickými úpravami lze také z objektů, které měly původně sloužit například jen vodohospodářským účelům, vytvořit vhodné migrační objekty. Příkladem mohou být upravené propustky. V případě že mají po stranách vytvořené umělé cesty, které i za vyšších vodních stavů zůstávají nepotopené, mohou sloužit jako ideální průchody pro malé živočichy (Anděl a kol., 2006).

3.1.1.2 Lokalizace průchodu

Umístění průchodu na vhodné místo je neméně důležitým faktorem podmiňujícím jeho funkčnost. Na využívání průchodů působí pozitivně přítomnost kvalitních habitatů v jeho okolí (Ng a kol., 2004; Van der Ree a kol., 2007) i blízkost lesa (Georgii a kol., 2011). Správné umístění průchodu považují Glista a kol. (2009) za klíčový faktor ovlivňující funkčnost průchodů určených plazům a obojživelníkům. Při umísťování průchodů se vychází z předpokladu, že zvířata nekřížují silnice náhodně, ale tehdy, když na ně narazí při denních či sezónních migracích. Na základě předpokládaných směrů těchto migrací je pak vhodné rozhodovat o umístění průchodů. České metodiky doporučují při rozhodování o umístění průchodů využívat teorii migračního potenciálu. Celkový migrační potenciál je dán součinem migračního potenciálu ekologického a technického. Tato teorie umožňuje modelově posoudit, jak se projeví na funkčnosti jednotlivé faktory a jaký vliv budou mít změny různých parametrů objektu (Anděl a kol., 2005).

3.1.1.3 Povrchové úpravy

Podstatným faktorem je také charakter vegetačního pokryvu a povrchová úprava objektu. Atraktivitu nadchodů může zvýšit přirozený vegetační pokryv. Ukázalo se také, že vliv toho faktoru na využívání průchodů se v průběhu času mění. Georgii a kol. (2011) zjistili, že nejvíce živočichů je pozorováno na průchodech s vyvinutými křovinnými

společenstvy a osamocenými stromy. Naopak pokles počtu živočichů byl pozorován na ekoduktech značně zalesněných, ze kterých již křovinná společenstva zmizela.

Zejména pro malé savce a menší druhy živočichů je důležitá přítomnost dostatečného množství pestrých habitatů, které mohou poskytnout úkryt (Glista a kol., 2009). Studie nadchodů pro velké savce ukázaly, že některým velkým druhům vyhovují nezalesněné nadchody otevřenějšího charakteru (Georgii a kol., 2011) a jiné druhy naopak nevstupují na nadchody, které nejsou dostatečně zalesněné (Clevenger a Waltho, 2005). Vhodná úprava povrchu podchodu je klíčová pro výskyt menších živočichů. Studie Austina a Garlanda (2001) ukázala, že malí savci a menší živočichové zpravidla nevstoupí do podchodu, pokud zde nejsou přítomny úkryty, neboť se nechtějí vystavit riziku predace. Mata a kol. (2003) rozsáhlým výzkumem průchodů ve Španělsku také potvrdili, že různé druhy živočichů preferují různé typy průchodů. Výsledky všech těchto studií tak dokazují důležitost individuálního přístupu ke každé stavbě a zvažování nároků druhů, kterým jsou objekty určeny.

Obrázek 5: Vhodně navržené průchody pro zvěř



Zdroj: Ovaskainen, 2013



Huijser a kol., 2007

3.1.1.4 Eliminace rušivých vlivů

Negativní vliv hluku na využívání ekoduktu byl prokázán mnoha studiemi. Ukázalo se, že v méně hlučných oblastech jsou průchody využívány mnohem intenzivněji. Hluk živočichy stresuje, proto se takovým oblastem spíše vyhýbají (Clevenger a Waltho, 2005; Georgii a kol., 2011). Negativně působí na živočichy také světla ze silnic či samotný vizuální

kontakt s rušivým elementem (Anděl a kol., 2006; Glista a kol., 2009). Eliminovat tyto rušivé vlivy, nebo alespoň snížit jejich negativní efekt, lze pomocí různých technických opatření. Odhlučnit průchody je možné například zvolením přesýpaného typu konstrukce. Rušivý vliv osvětlení, optického kontaktu i hluku snižuje vhodné rozmístění vegetace i umělých stěn (Anděl a kol., 2006; Anděl a kol., 2011; Hlaváč a kol., 2001).

Studie hodnotící využívání průchodů také odhalily negativní vliv lidských aktivit na přecházení zvěře. Bylo pozorováno, že průchody upravené tak, aby sloužily i lidem, přecházelo méně zvěře (Corlatti a kol., 2009; Georgii a kol., 2011). Stejný jev byl pozorován i na průchodech, které byly určeny pouze zvěři, ale v jejich blízkém okolí se pohybovalo pravidelně množství lidí (Glista a kol., 2009). Clevenger a Waltho (2005) si tuto skutečnost vysvětlují tím, že zvýšený pohyb lidí a množství lidských aktivit jednak snižuje kvalitu habitatů v okolí průchodů a také samotná přítomnost lidí zvířata plaší.

3.1.2 Hodnocení využívání ekoduktů

Monitorování postavených průchodů a hodnocení jejich efektivity je dle Corlattiho a kol. (2009) klíčové pro zlepšování jejich funkčnosti. Rozšířenou metodou používanou často v zahraničí je monitorování pomocí fotopastí (Austin a Garland, 2001; Ng a kol., 2004; Van Wieren a Worm, 2001). Přístroje nepřetržitě snímají daný průchod a umožňují získávat fotografie nebo videozáznamy. Výhodou monitorování prostřednictvím fotopastí je přesný záznam o pohybu živočichů, neboť je možné ze záznamů či fotografií určit konkrétní počet přecházející zvěře a směr jejich pohybu (Austin a Garland, 2001). Určitou nevýhodou této metody lze spatřovat v její finanční náročnosti a potřeby pravidelné výměny baterií (Corlatti a kol., 2009).

Mezi metody finančně nenáročné patří kontrola stop živočichů přímo na průchodech či v jejich těsné blízkosti. Kontrolu stop lze provádět při sněhové pokrývce, ale tento způsob je omezen pouze na krátkou část roku. Celoroční monitoring pomocí kontroly stop lze provádět po umístění speciálních pruhů sypkého materiálu na sledovaný průchod. Výhodou této metody je, že sypký materiál udrží tvar stop delší dobu a identifikace je možná i po delší době (Brandjes a Van Vliet, 2006; Mata a kol., 2008). Využít tuto metodu lze také u objektů, jejichž podmostí je tvořeno sypkým materiálem, navíc pak metoda nevyžaduje zásahy do vegetačního pokryvu a přináší téměř stejně kvalitní výsledky. Za doplňující metody hodnotící využívání ekoduktů lze považovat sběr trusu, aktivní vyhledávání živočichů či jejich úkrytů na průchodech (Abson a Lawrence, 2003).

3.2 HODNOCENÍ A MODELOVÁNÍ PROSTUPNOSTI KRAJINY

3.2.1 Teoretické přístupy k hodnocení prostupnosti krajiny

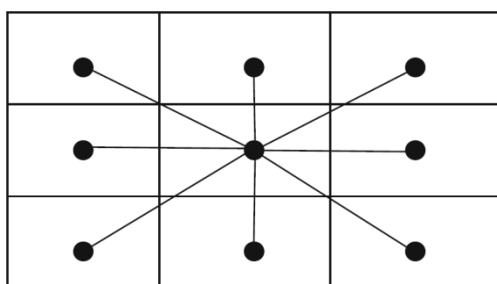
Pro snižování negativních dopadů fragmentace krajiny a udržování určité míry prostupnosti krajiny je potřeba účinných nástrojů, které pomohou při hodnocení současného stavu a také při navrhování opatření při řešení konkrétních situací. Modelovat a hodnotit prostupnost krajiny lze pomocí různých nástrojů, jejichž výběr a vhodná aplikace jsou důležité pro jejich efektivitu. Podrobněji představí konkrétní modely kapitola 3.2.2. Každý model vychází z určitého teoretického rámce, na jehož základě pracuje s konkrétními matematickými a fyzikálními postupy. Mezi dva nejpožívanější teoretické základy modelů patří tzv. cesta nejnižších nákladů a obvodová teorie. Oba tyto přístupy jsou popsány v následujících dvou kapitolách.

3.2.1.1 Cesta nejnižších nákladů - *least-cost path analysis*

Prvním způsobem, kterým je možno přistupovat k modelování konektivity krajiny, je využívat modely založené na analýze cesty nejnižších nákladů (*least-cost path analysis*). Model vychází z předpokladu, že organismy při pohybu mezi dvěma body volí cestu skrze habitaty, které jsou pro ně nejvhodnější z hlediska průchodnosti a to i za předpokladu, že tyto habitaty nejsou vhodné z hlediska dalších funkcí (krmení, rozmnožování, odpočinek). Zvolená cesta pak pro živočichy představuje cestu nejmenších nákladů (Beier a kol., 2007; Pullinger a Johnson, 2010).

Při tvorbě modelu jsou rastrovým vrstvám přiděleny hodnoty resistance. Výsledkem tohoto kroku jsou mapy vyjadřující tření mezi organismy a krajinou (v angličtině označované Pullingerem a Johnsonem (2010) jako 'friction' či 'cost' maps). Vhodnost habitatů a jejich resistance jsou hodnoceny například vzhledem k topografii povrchu, antropogenním disturbancím, land use a dalším. Pro přidělení hodnoty resistance mohou pomoci rešerše literatury provedené odborníky, ale i statistická data získaná terénním výzkumem (Beier a kol., 2007). Pro vytvoření modelu je sledované území převedeno do sítě, ve které má každá buňka svou hodnotu resistance. Ze středů buněk je následně počítána vzdálenost vážená náklady ke středům všech sousedních buněk (Janin a kol., 2009; Pinto a Keitt, 2008):

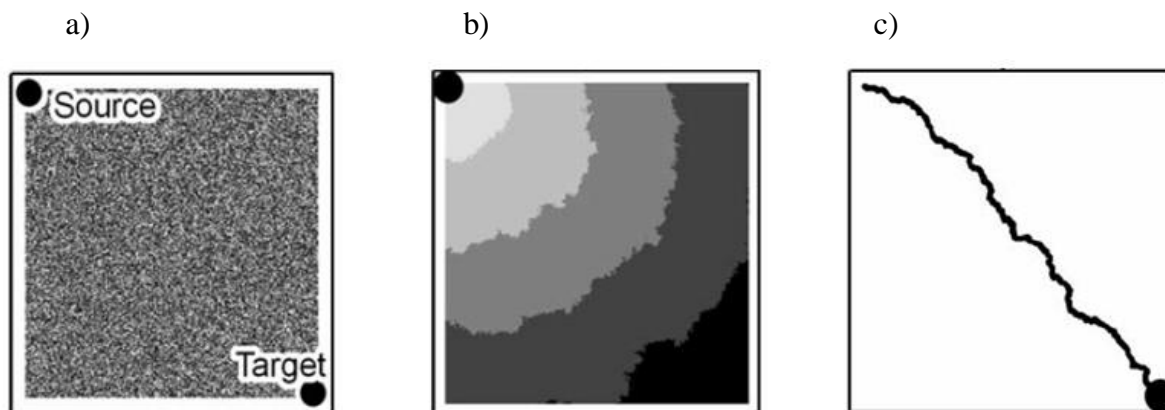
Obrázek 6: Síťové znázornění krajiny pro výpočet vzdálenosti vážené náklady



Zdroj: Pinto a Keitt (2008)

Výsledkem těchto výpočtů jsou dva výstupy. Prvním výstupem je síť bodů nesoucích hodnoty relativních nákladů, kde je rezistence každého bodu vyjádřena náklady na cestu v jakémkoli směru (obrázek 7a). Druhý výstup (obrázek 7b) zobrazuje kumulované náklady při pohybu od zdroje (na obrázku vlevo nahoře) k cíli (vpravo dole), kde odstíny šedi značí rozpětí nákladů do určité prahové hodnoty (Janin a kol., 2009; Pinto a Keitt, 2008). Výsledná cesta (obrázek 7c) pak propojuje body tak, aby celkové náklady byly co nejnižší (Beier a kol., 2007).

Obrázek 7: Základní kroky tvorby cesty nejnižších nákladů



Zdroj: Pinto a Keitt, 2008

Modely založené na výpočtu cesty nejnižších nákladů slouží zejména k vymezování koridorů za účelem ochrany konektivity krajiny. Metoda však může nalézt využití také při hodnocení dopadu výstavby lineárních prvků v krajině. Místo nejnižších nákladů je vybírána cesta „nejnižších dopadů“, což může pomoci například při výstavbě elektrických vedení s minimálními ekologickými dopady (Bagli a kol., 2010; Beier a kol., 2007).

3.2.1.2 Obvodová teorie

Metody kvantifikující konektivitu krajiny nám pomáhají porozumět, jak konektivita krajiny ovlivňuje ekologické procesy větších měřítek, a umožňují nám efektivně zahrnout tyto poznatky do plánování ochrany přírody. Potřebné jsou zejména spolehlivé a účinné nástroje vyjadřující vztah mezi kompozicí jednotlivých krajinných prvků a ekologickými toky v krajině (Shah a McRae, 2008). K těmto účelům může vhodně sloužit teorie, která představuje adaptovanou podobu teorie o elektrických obvodech (McRae, 2006; McRae a kol., 2008). Obvodová teorie má pevnou teoretickou základnu vycházející z fyzikálních modelů o elektrických obvodech a je vhodná k propojení poznatků o struktuře krajiny s informacemi o populacích živočichů (McRae a Beier, 2007). Teorie obvodu byla již dříve využívána k analyzování konektivity v oborech chemických, ekonomických, sociologických či biologických (McRae a Beier, 2007; McRae a kol., 2008). V současnosti nachází nově také uplatnění v krajinné ekologii při modelování genových toků v heterogenní krajině. Teorii je vhodné využívat zejména při predikování pohybu organismů a úspěšnosti jejich šíření (McRae a kol., 2008; Dickson a kol., 2011; Joshi a kol., 2013).

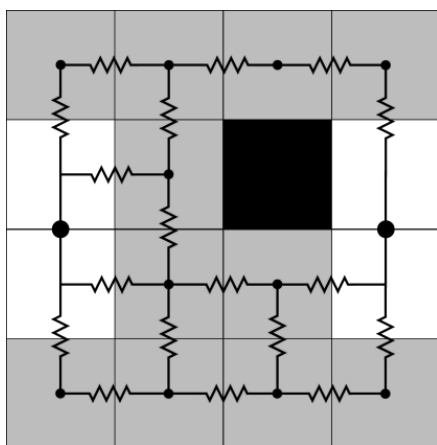
Obvodová teorie vychází z analogie mezi fungováním elektrických obvodů a genetickými toky organismů v krajině a také částečně zahrnuje teorie náhodného pohybu živočichů v krajině. Obvodová teorie předpokládá, že chování živočichů při pohybu v krajině je podobné toku elektrického proudu obvodem (McRae, 2006). Základním předpokladem je, že genetický tok mezi dvěma nody spojenými migrací bude zesílen přidáním paralelních spojení či rozšířením těchto cest a následným zesíleným tokem (McRae, 2006; McRae a Beier, 2007). Základním pojmem, který obvodová teorie převzala z fyziky, je rezistence. Rezistence v souvislosti s touto teorií vyjadřuje odpor, který kladou jednotlivé prvky v krajině. Terminologie není ještě ustálená, proto je možné používat jak anglický pojem, tak jeho český ekvivalent. Při používání pojmu rezistence je však nutno odlišovat jej od ustáleného ekologického pojmu, neboť v ekologii rezistence vyjadřuje odolnost společenstva, neboli jeho schopnost ustát narušení (Townsend a kol., 2010).

Interpretace pojmu rezistence v obvodové teorii souvisí s náhodným pohybem živočichů mezi nody. V závislosti na míře rezistence neboli „odporu“ jednotlivých krajinných prvků, volí živočich cestu, kterou se bude pohybovat. Tato cesta nemusí být vždy jen jedna, živočich může volit různá spojení v závislosti na vzdálenosti, nákladech (riziko úmrtí, dostupnost potravy), kvalitě habitatů apod. Přidávání alternativních cest je klíčové pro snížení celkové rezistence krajiny (McRae, 2006; McRae a kol., 2008).

V souvislosti s ochranou přírody a plánováním disperzních koridorů je důležitá také ekologická interpretace proudu, která pomáhá odhadovat pravděpodobnost dosažení určitých bodů živočichy. Velké množství „proudu“ (v našem případě množství živočichů) procházející určitým bodem vypovídá o významu tohoto místa z hlediska šíření živočichů a vysoké pravděpodobnosti jeho využití. Odebrání či přeměna tohoto bodu by tak významným způsobem ohrozily konektivitu daného území (McRae a kol., 2008).

Využití obvodové teorie pro hodnocení konektivity krajiny vyžaduje převedení prostorových dat do specifických grafických výstupů. Model založený na obvodové teorii je možné vizualizovat prostřednictvím grafu (obrázek x). Graf pak představuje síť, jejíž pole jsou barevně odlišena v závislosti na míře rezistence. Nody znázorňují oblasti, které potřebujeme reprezentovat (může se jednat o habitaty, rezervace...) a jejich propojení je znázorněno prostřednictvím rezistorů (McRae, 2006; McRae a kol., 2008).

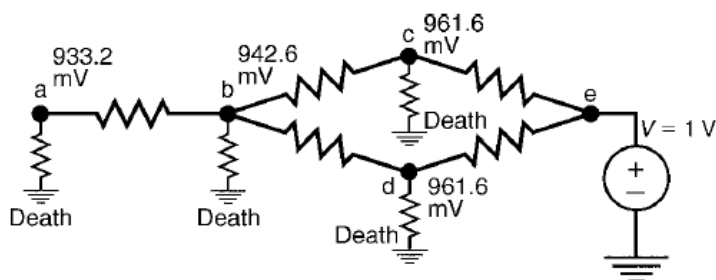
Obrázek 8: Síťové znázornění krajiny



Zdroj: McRae a kol., 2008

Graf může být také v podobě bez mřížky a mohou zde být navíc uvedeny hodnoty charakterizující různé ekologické procesy. Například hodnota napětí (obrázek 9) vyjadřuje pravděpodobnost, že živočich vycházející z konkrétního bodu dosáhne určitého cíle (McRae, 2006; McRae a kol., 2008).

Obrázek 9: Ekologické procesy znázorněné prostřednictvím obvodu

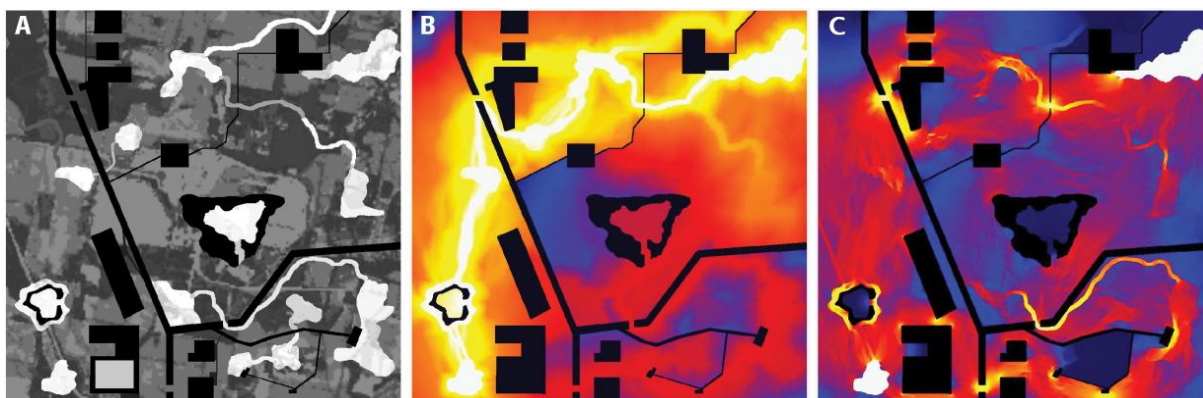


Zdroj: McRae a kol., 2008

Přehlednějším a snadněji interpretovatelným výstupem modelu jsou rastrové mapy (obrázek 10 C) zobrazující pohyb organismů v zájmovém území. Na obrázku je tok organismů v prostoru znázorněn barevnou škálou. Světlé odstíny žluté vyznačují koridory, kterými se živočichové budou s největší pravděpodobností pohybovat. Směrem k tmavším odstínům se intenzita pohybu snižuje a černé objekty znamenají zcela neprostupné bariéry. Klíčovým krokem pro vytvoření všech typů modelů dle obvodové teorie je identifikace bariér ve sledovaném území a přiřazení míry rezistence jednotlivým kategoriím land use (McRae a kol., 2008). Tento krok zároveň Spear a kol. (2010) považují za nejvíce kritický, neboť není přesně určeno, jak vážit míru rezistence jedné bariéry ve vztahu k ostatním. Odvození míry rezistence je závislé na výběru a definici ekologických proměnných, využitých biologických datech a jejich analytickém zpracování, a v neposlední řadě na samotném přístupu experta (Zeller a kol., 2012). Výsledek může být také ovlivněn, pokud jsou kategorie land use nepřesně určené, například vlivem chybné interpretace družicových snímků. Taková chyba může výrazně ovlivnit celý model, proto je potřeba brát ohledy i na tuto skutečnost (McRae a kol., 2012).

Jak vypadá vstupní mapa s přiřazenými hodnotami rezistence, ukazuje obrázek 10 A. Černě jsou vyznačeny bariéry, které jsou zcela neprostupné a mají nejvyšší hodnotu rezistence. Směrem ke světlejším odstínům šedi klesá bariérový efekt krajinných prvků a hodnota rezistence se snižuje. Obrázek 10 B ukazuje předpokládané trasy pohybu živočichů po aplikaci teorie cesty nejnižších nákladů. Hodnoty přiřazené každému bodu vyjadřují kumulované náklady na pohyb v této krajině. Vzhledem k tomu, že model hledá cestu, která má nejnižší náklady vzhledem k okolním bodům, může se stát, že vyznačí i koridor vedoucí „nikam“, jako je tomu u obrázku 10 B v pravé horní části. Vyznačena sice byla nejméně nákladná cesta, ale její význam v kontextu okolní krajiny již není zohledněn.

Obrázek 10: Grafické podklady a výstup modelu



Zdroj: McRae a kol., 2008

3.2.2 Modelování konektivity krajiny

Modelování konektivity krajiny je v zahraničí v praxi prováděno za pomoci několika softwarových nástrojů, z nichž nejpopulárnější budou níže představeny.

CIRCUITSCAPE je programem používaným při modelování konektivity v heterogenní krajině. Ve většině případů je tento program využíván při modelování pohybu a genových toků rostlin i živočichů (McRae a kol., 2013). Program Circuitscape byl vyvinut k využívání obvodové teorie v krajinné ekologii (Shah a McRae, 2008) a matematické vzorce modelu vycházejí z fyzikálních zákonů o elektrických obvodech (podrobněji v kapitole 3.2.1.2). Vstupními daty jsou vrstvy, ve kterých mají jednotlivé krajinné prvky přiřazeny určité hodnoty resistance. Výstupem analýzy je rastr vyjadřující spojitě prostupnost celého sledovaného území a matice hodnot tzv. rezistenčních vzdáleností mezi hodnocenými lokalitami. Výstupy jsou nejvíce využívány při identifikaci oblastí významných pro konektivitu krajiny a jsou proto vhodné pro účelné navrhování koridorů (McRae a kol., 2013; Shah a McRae, 2008).

V návaznosti na Circuitscape pracuje LINKAGE MAPPER. Tento program využívá výstupy Circuitscape a na základě informací o rezistenci sledovaného území vytvoří koridory mezi ekologicky hodnotnými habitaty, tj. těmi s nejnižšími hodnotami resistance. Koridory představují trasy nejmenšího odporu a nízkých nákladů (McRae a Kavanagh, 2011). Výsledné mapy vyjadřují pravděpodobnost toku organismů mezi sledovanými habitaty a jejich prostorové rozložení (McRae a kol., 2013; Shah a McRae, 2008).

CORRIDOR DESIGNER představuje soubor nástrojů, které se připojují jako ArcToolbox prostředí ESRI ArcGIS. Nástroje slouží k tvorbě modelů habitatů vhodných pro výskyt organismů a k navrhování koridorů spojujících tyto habitaty (Majka a kol., 2010).

Problematika vymezení koridorů je považována za velmi složitou a sestává z mnoha dílčích kroků, které jsou zásadní pro funkčnost koridorů. Autoři programu Corridor Designer (P. Beier, D. Majka, J. Jenness, B. Brost, E. Garding) proto vytvořili rozsáhlou metodiku shrnující dosavadní poznatky o navrhování koridorů. Materiály představují základní koncept tvorby koridorů v krajině (Beier a kol., 2008) a jsou dostupné společně s Corridor Designerem a jeho manuály na webových stránkách: www.corridordesign.org.

UNICOR (UNIversal CORridor network simulator) představuje nástroj zaměřený především na identifikaci koridorů v krajině a modelování konektivity habitatů pro konkrétní druhy. Model vyhledává nejkratší funkční spojení mezi dvěma oddělenými populacemi konkrétního druhu, proto jsou klíčovým vstupem data o lokalizaci jedinců sledovaného druhu. Druhým klíčovým vstupem jsou informace o rezistenci každého bodu ve sledovaném území, které vyjadřují náklady na cestu. Výstupem modelu je vizualizace spojení mezi habitaty, které může být využito při identifikaci významných koridorů i pro určení izolovanosti populací. Model je také vhodným pomocným nástrojem při plánování opatření na ochranu konektivity krajiny pro konkrétní druhy (Landguth a kol., 2011).

Program CONEFOR představuje nástroj určený primárně ke kvantifikaci významu jednotlivých částí habitatů ve vztahu ke konektivě krajiny. První skupinu vstupních dat představují charakteristiky stávajících habitatů (např. plocha, kvalita habitatů, hustota populace). Druhou skupinu informací představují disperzní charakteristiky sledovaných druhů, které po aplikaci metody cesty nejnižších nákladů slouží k vytvoření pravděpodobných disperzních koridorů. Výsledkem programu je kvantifikovaný význam všech habitatů a příspěvek jednotlivých krajinných složek k celkové konektivě krajiny. Program umožňuje začlenit do analýzy zatím neexistující habitaty a hodnotit tak jejich případný význam pro konektivitu krajiny. Kvantifikace významu umožňuje kategorizovat habitaty dle jejich přispění k celkové konektivě krajiny, což může pomoci při plánování ochranných opatření (Saura a Torné, 2009).

4. METODICKÉ POSTUPY A ZDROJE DAT

4.1 ZÁJMOVÉ ÚZEMÍ

Modelovým územím pro studium změn v prostupnosti krajiny bylo zvoleno jižní zázemí Prahy (mapa v příloze č. 1). V této oblasti došlo k výrazným změnám především v souvislosti s výstavbou Pražského okruhu dokončeného v roce 2010. Stavba prochází zájmových územím ve směru V-Z a představuje výraznou bariéru, kterou nemohou živočichové mimo technické průchody překonat. Zájmovým územím prochází část Pražského okruhu začínající na křižovatce s dálnicí D1 u obce Modletice a končící mostem přes železniční trať ve směru Praha-Vrané nad Vltavou před rozsáhlou křižovatkou se Strakonickou silnicí u Lahovic. Na sledovaném úseku se nachází pět nadchodů, určených primárně pro zvěř. Nalezneme zde také dalších šest průchodů, které převádějí silnici přes terénní deprese, nebo umožňují průtok menším vodním tokům skrze silniční těleso. Některé tyto objekty mohou být díky dostatečným rozměrovým parametrům také využívány zvěří (až do velikosti srnce obecného či prasete divokého). Pražský okruh je na sledovaném úseku veden mimo osídlené oblasti. Výjimku tvoří chatová oblast v údolí Botiče jižně od Kocandy. Silnice je však v tomto místě vedena po vysokém mostu, takže prostorné podmostí umožňuje volný pohyb a bariérový efekt i rušivý vliv dopravy je minimální.

V modelovém území je prostupnost krajiny výrazně ovlivněna také rozrůstáním suburbií. Nejvýraznější je proces suburbanizace u obce Jesenice. Dle oficiálních statistik se v důsledku tohoto procesu zvýšil počet jejích obyvatel od 90. let minimálně trojnásobně a další nárůst lze v souvislosti s intenzivní výstavbou předpokládat i nadále (Susová, 2008). Uvádí se, že stěhování do suburbií tvoří přibližně 1/3 migračních zisků této části zázemí Prahy (Ouředníček, 2003). Díky dobré dopravní dostupnosti a blízkosti hlavního města jsou vyhledávanými obcemi i Horní Jirčany, Osnice a Zdimeřice, u kterých je proces suburbanizace také výrazný (Susová, 2008). Vedle samotného záboru ploch a fragmentace krajiny je prostupnost a konektivita této oblasti ohrožena narůstající intenzitou dopravy, která je s procesem suburbanizace úzce spojena (Ouředníček a kol., 2008).

V zájmovém území se nachází několik zalesněných oblastí, které mohou představovat vhodná útočiště pro divokou zvěř. Nejspojitéjší celek začíná PP Modřanská rokle, pokračuje přes Cholupický vrch a Komořany k PP U Závisti a PR Šance. Podél pravého břehu Vltavy pokračuje tento souvislý lesnatý celek jižním směrem až do Posázaví. Konektivita tohoto celku nebyla výstavbou okruhu narušena, neboť je v této části silnice vedena pod zemí, proto je zde její vliv na prostupnost krajiny minimální. Přechodné útočiště pro zvěř může také

představovat Cholupická bažantnice o rozloze necelých 14 ha, která se nachází přibližně 200 m od ekoduktů u Cholupic. Poslední souvislejší lesnatý celek se rozkládá v okolí Jílového u Prahy a severním směrem pokračuje k Jirčanům a Kocandě. Na sever od okruhu bychom našli rozsáhlejší vegetační porosty jen v Průhonicích, v okolí Milíčova, Hostivaře a Kunratického lesa, tyto celky jsou však již značně izolované.

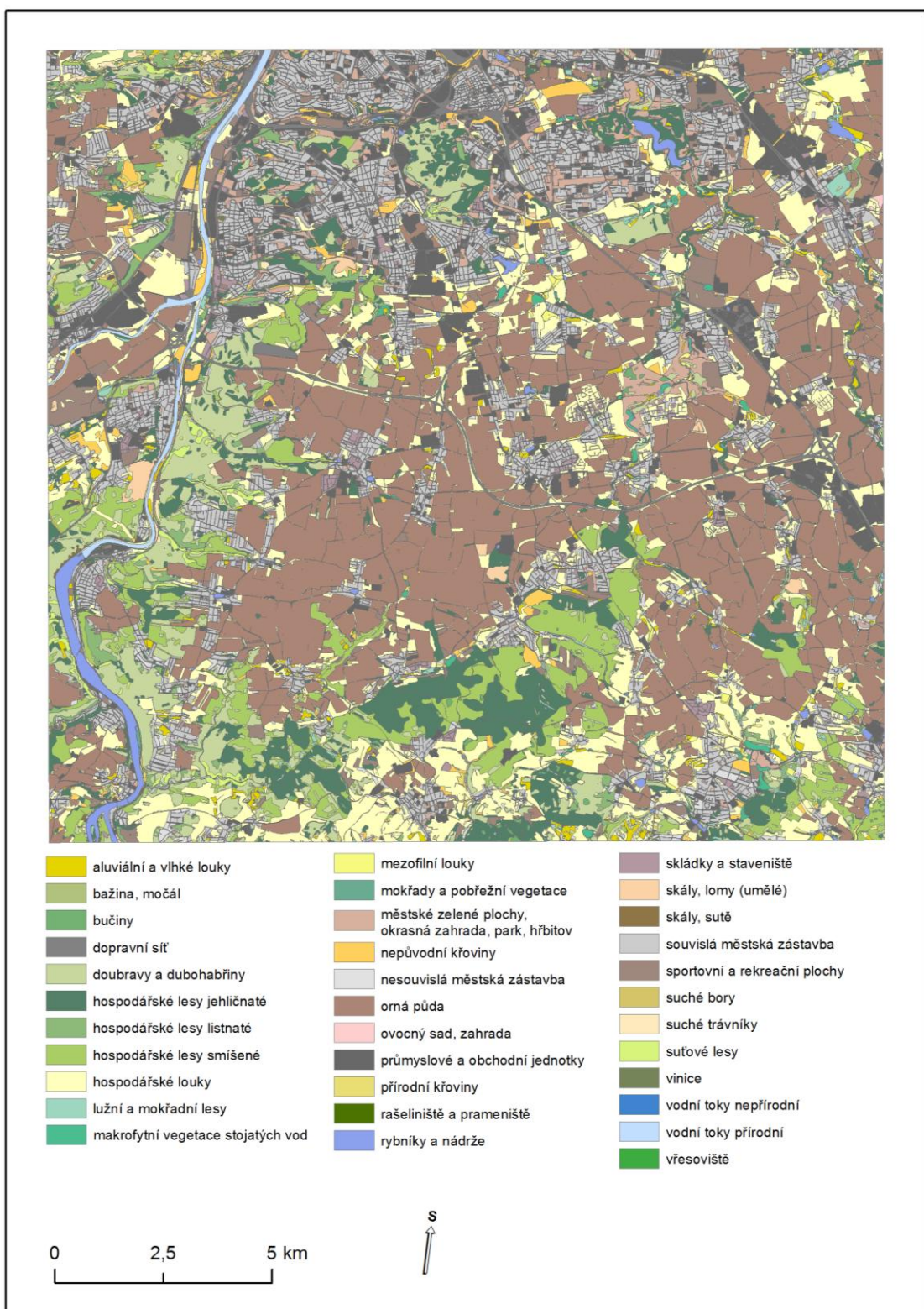
4.2 ANALÝZA PROSTUPNOSTI KRAJINY

Pro analýzu prostupnosti krajiny byla vybrána metodika, kterou vytvořil McRae a kol. (2008). Metodika byla dříve využívána zejména pro modelování konektivity ve volné krajině, kde činnost člověka nebyla tak intenzivní. V posledních letech však začaly být tyto postupy aplikovány i v příměstské a silně antropogenizované krajině, proto bylo přistoupeno k jejich využití i v případě hodnocení změn prostupnosti krajiny v zázemí Prahy. Metodika využívá obvodovou teorii a teorii cest nejnižších nákladů a představuje moderní přístup využívaný v posledních letech v problematice prostupnosti krajiny a kombinuje výhody obou výše zmíněných teorií (McRae, 2006; McRae a kol., 2007). Cílem této části práce bylo vytvořit model zobrazující koridory v krajině a zjistit, k jakým změnám došlo po výstavbě dálničního obchvatu. Pro doplnění analýzy prostupnosti krajiny bylo přistoupeno k monitorování vybraných nadchodů pomocí fotopastí. Cílem bylo zjistit, jak jsou objekty využívány a do jaké míry plní účel, za kterým byly postaveny.

4.2.1 Datové zdroje

Vstupními daty pro model prostupnosti krajiny byla konsolidovaná vrstva ekosystémů AOPK ČR, která představuje ucelenou vrstvu krajinného pokryvu celé České republiky rozděleného do 41 kategorií. Vrstva byla vytvořena v únoru 2013 a představuje kompilát nejlepších dostupných dat o charakteru krajiny a biotopů ČR. Konsolidovaná vrstva ekosystémů vznikla spojením dat z následujících zdrojů: CORINE Land Cover 2006, vrstva mapování biotopů (VMB), základní báze geografických dat České republiky (ZABAGED), digitální báze vodohospodářských dat (DIBAVOD) + hydroekologický informační systém (HEIS), adresní místa (registr sčítacích obvodů, ČSÚ) a Urban Atlas (Hönigová a Chobot, 2014). Pro náš model byl použit výřez této vrstvy zachycující pouze sledované území. V zájmovém území se vyskytuje 35 kategorií krajinného pokryvu a jejich rozmístění ukazuje následující mapa.

Obrázek 11: Krajinový pokryv zájmového území



Zdroj: AOPK ČR ®; vlastní zpracování

Další samostatnou vstupní vrstvou byly dálnice a silnice nižších tříd, které byly získány od Ředitelství silnic a dálnic (2013). Konsolidovaná vrstva ekosystémů sice dopravní síť obsahuje, ale tato kategorie slučuje dohromady mnoho podkategorií (dálnice, silnice, ulice, železniční tratě, parkoviště, odpočívadla, letiště a další). Vzhledem k tomu, že se bariérový efekt jednotlivých částí dopravní sítě značně liší, bylo potřeba tuto skutečnost v modelu zohlednit a nepracovat s dopravní sítí jako celkem (Anděl a kol., 2010b; Hönigová a Chobot, 2014). Poslední doplňující skupinou dat byly informace o průchodech na sledovaném úseku Pražského okruhu. Na základě informací získaných v terénu byly průchody kategorizovány dle velikosti a charakteru povrchu.

Pro doplnění analýzy prostupnosti krajiny byla shromažďována data o využívání průchodů. Pro tento účel byly na vybrané ekodukty umístěny fotopasti, které na fotografiích zaznamenávaly přecházející objekty.

4.2.2 Metodický postup modelování prostupnosti krajiny v jižním zázemí Prahy

Prvním krokem přípravy modelu bylo přiřazení hodnoty rezistence jednotlivým kategoriím krajinného pokryvu v konsolidované vrstvě ekosystémů podle toho, jak velký bariérový efekt mají na pohyb organismů. Vzhledem k tomu, že se jedná o zázemí velkého města, je zde výskyt zvěře spíše vzácný a cílem bylo zjistit, zda mají druhy obecně vůbec možnost pohybovat se v tomto značně fragmentovaném území. Proto nebyla hodnota rezistence krajinných prvků přiřazována dle konkrétních habitatových nároků určitých organismů. Přidělené hodnoty jednotlivým kategoriím jsou rozepsány v následující tabulce, hodnoty rezistence jsou ve sloupci „R“. Nejnižší bariérový efekt mají přírodní celky minimálně narušené člověkem, jimž byla přidělena hodnota rezistence 1. S narůstajícím odporem jednotlivých kategorií se zvyšuje i přiřazená hodnota. Pro potřeby modelu bylo ještě nutné rozdělit vrstvu dopravní infrastruktury od Ředitelství silnic a dálnic. Výsledkem byly dvě samostatné vrstvy - dálnic a silnic nižších kategorií. Díky tomuto kroku mohla být přidělena různá hodnota rezistence odlišným kategoriím silnic.

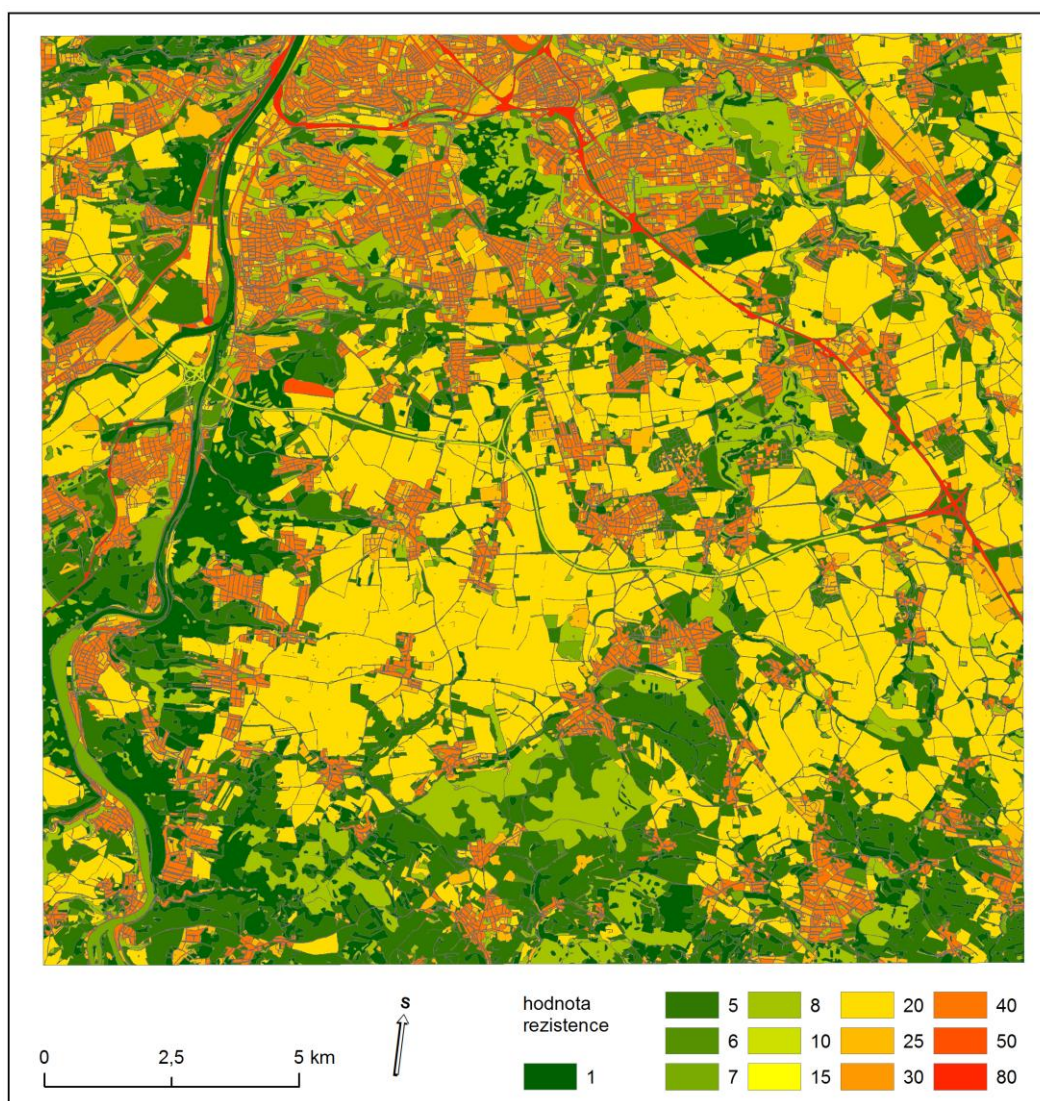
Tabulka 4: Kategorie krajinného pokryvu a hodnoty rezistence

KATEGORIE	R	KATEGORIE	R
aluviální a vlhké louky	1	nepůvodní křoviny	6
bažina, močál	1	rybníky a nádrže	7
bučiny	1	skály, lomy (umělé)	7
doubravy a dubohabřiny	1	skály, sutě	7
lužní a mokřadní lesy	1	vodní toky nepřirodní	7
makrofytní vegetace stojatých vod	1	hospodářské lesy jehličnaté	8
mezofilní louky	1	městské zelené plochy, okrasné zahrada, park, hřbitov	8
mokřady a pobřežní vegetace	1	ovocný sad, zahrada	15
přírodní křoviny	1	vinice	15
rašeliniště a prameniště	1	orná půda	20
suché bory	1	sportovní a rekreační plochy	20
suché trávníky	1	nesouvislá městská zástavba	25
suťové lesy	1	průmyslové a obchodní jednotky	25
vodní toky přírodní	1	sklárky a staveniště	40
vřesoviště	1	souvislá městská zástavba	50
hospodářské lesy listnaté	5	dopravní síť (bez dálnic)	50
hospodářské lesy smíšené	5	dálnice	80
hospodářské louky	5		

Zdroj: AOPK ČR ®; vlastní zpracování

Jednotlivé kategorie krajinného pokryvu byly následně sloučeny do větších skupin, které sdružovaly krajinné prvky o stejné hodnotě rezistence. Výsledkem tohoto kroku byly dvě mapy vyjadřující rezistenci krajiny před výstavbou Pražského okruhu a po výstavbě. Následný model byl také vytvořen pro stav před výstavbou a po něm, aby bylo možné sledovat a zhodnotit, jak stavba městského okruhu ovlivnila prostupnost krajiny.

Obrázek 12: Rezistence krajiny před výstavbou Pražského okruhu

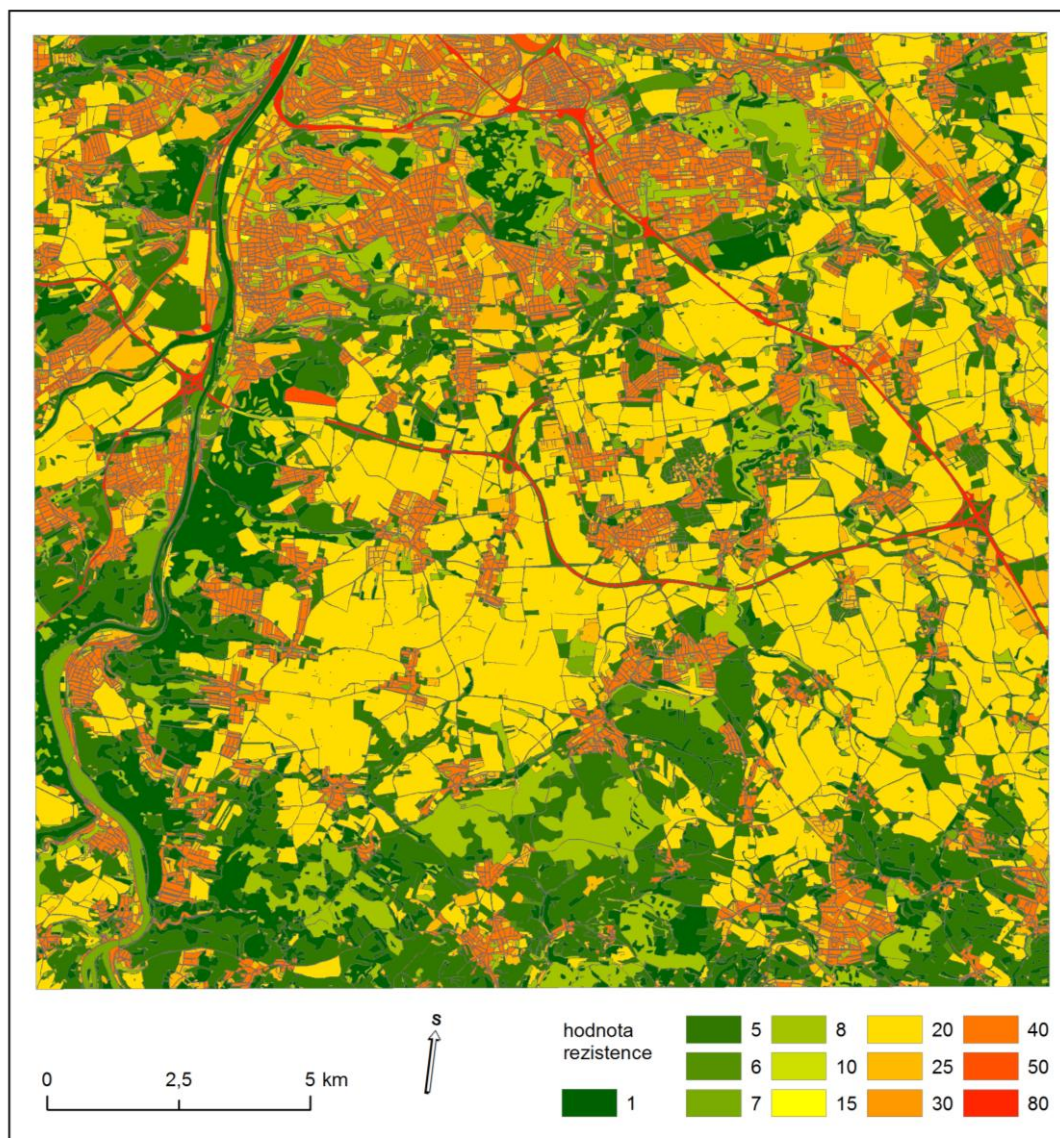


Zdroj: AOPK ČR ®; vlastní zpracování

Rezistenci krajiny po výstavbě Pražského okruhu ukazuje následující mapa. Do této mapy musely být navíc zaneseny průchody na Pražském okruhu. Vybrány byly takové objekty, které by živočichové mohli teoreticky využít pro překonání silnice. Dle velikosti a charakteru objektů byly průchodům přiřazeny různé hodnoty rezistence. Ekoduktům byla přiřazena hodnota rezistence 10. Přestože se jedná o objekty, které by měly být vhodně upraveny pro živočichy, vždy záleží na konkrétních technických parametrech a jejich umístění a určitou míru rezistence vykazují vždy i tyto objekty. Stejná hodnota byla přidělena také mostům převádějícím dálnici přes terénní deprese a umožňujícím tak živočichům pohyb pod úrovní dopravy. Hodnota 10 byla také přidělena části dálnice vedoucí v tunelu u letiště Točná. Dálnice vedená pod zemí sice nebrání pohybu zvěře svou fyzickou přítomností,

ale disturbance spojené s intenzivní dopravou (hluk, vibrace) mohou některé druhy také odpuzovat. Trubním propustím, které mohou být využity pouze menšími druhy, byla přidělena hodnota 30.

Obrázek 13: Rezistence krajiny po výstavbě Pražského okruhu



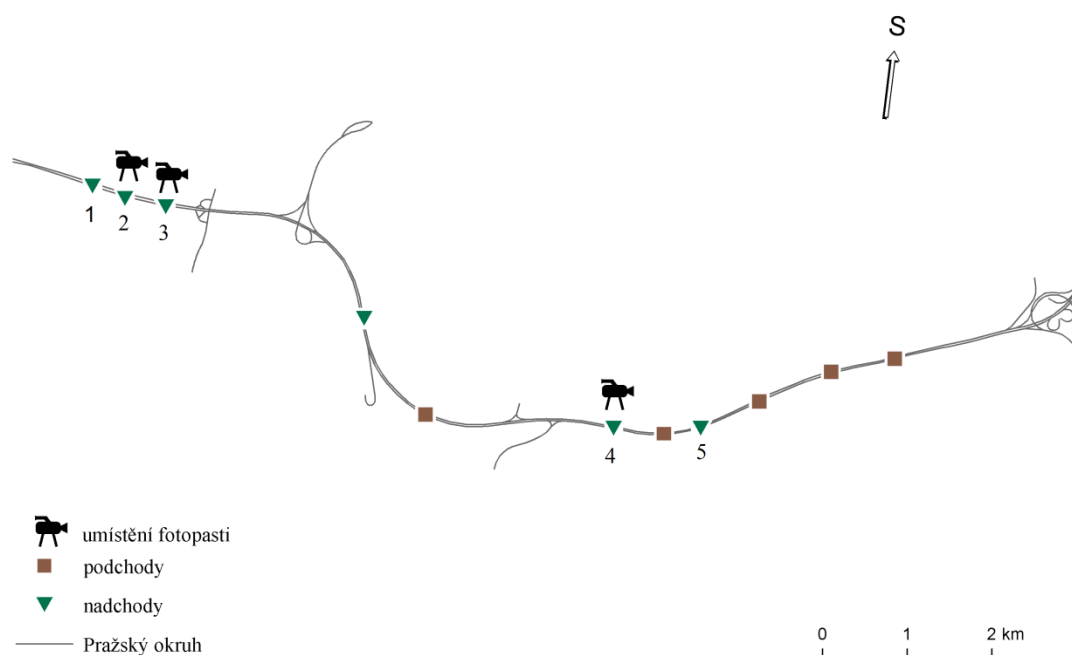
Zdroj: AOPK ČR ®; vlastní zpracování

Připravené vrstvy s informacemi o rezistenci krajinného pokryvu byly dále zpracovány v programu Circuitscape. Výstupem byla mapa zobrazující spojitě rezistenci ve sledovaném území a propojující oblasti se stejnou mírou rezistence. Tento výstup představoval mezikrok pro vytvoření výsledného modelu v programu Linkage Mapper. V Linkage Mapperu byly na základě mapy rezistence povrchu vytvořeny koridory. Tyto koridory spojily ekologicky hodnotné habitaty (za které byly označeny přírodní celky s nejnižší mírou rezistence a s minimální plochou 5 ha) a vyjadřují pravděpodobnost pohybu mezi habitaty.

4.3.3 Monitorování ekoduktů

Analýza prostupnosti krajiny byla doplněna monitorováním vybraných ekoduktů na Pražském okruhu. Cílem bylo zjistit, jak jsou tyto objekty postavené za účelem přecházení zvěře využívány. Staveb označovaných jako biomosty se na sledovaném úseku obchvatu dlouhém 17,1 km nachází celkem pět, k monitorování byly vybrány tři z nich. Rozmístění všech průchodů ukazuje obrázek č. 14, ekodukty jsou označeny čísly 1 až 5. Fotopasti byly umístěné na protihlukových bariérách ekoduktů a fotografie z nich byly odebírány přibližně každých 5 týdnů. K monitorování byly vybrány takové ekodukty, u kterých se vzhledem k jejich poloze i charakteru povrchu dalo předpokládat využívání zvěří. Z objektů u Cholupic byly vybrány objekty č. 2 a č. 3, které nejsou převedeny silnicí a mohou svojí polohou představovat spojovací prvek mezi zalesněnou PP Modřanská rokle, PP Cholupická bažantnice a lesnatými oblastmi nacházejícími se JZ od této části obchvatu. Ekodukt č. 4 u Kocandy představuje objekt, který by mohl propojovat přírodní celky nalézající se severně od Pražského kruhu se zalesněnou oblastí rozkládající se u Horních Jirčan a pokračující jižním směrem. Proto byl i tento objekt vybrán k monitorování.

Obrázek 14: Průchody na jižní části okruhu a monitorované objekty



Zdroj: Ředitelství silnic a dálnic ®; vlastní zpracování

Ze získaných fotografií z fotopastí byly vybrány ty, na kterých byl zachycen určitý objekt. Fotografie s objekty byly následně rozděleny do kategorií. Základní rozdělení představují kategorie divoká zvěř a antropogenní činnost. Antropogenní činnost byla dále rozdělena do kategorií, k jejichž tvorbě sloužila jako inspirace práce Liddla (1997). Kategorie jsou odstupňovány dle toho, jak rušivě přítomnost jednotlivých objektů a činností působí na divokou zvěř (* 1 = nízký efekt, 5 = vysoký efekt).

Tabulka 5: Rušivý vliv lidských aktivit

Aktivita	Stupeň rušení*
Pěší	2
Jízda na koni	3
Pěší se psy	4
Cyklistika	4
Motorová vozidla	5

Zdroj: Liddle, 1997; vlastní zpracování

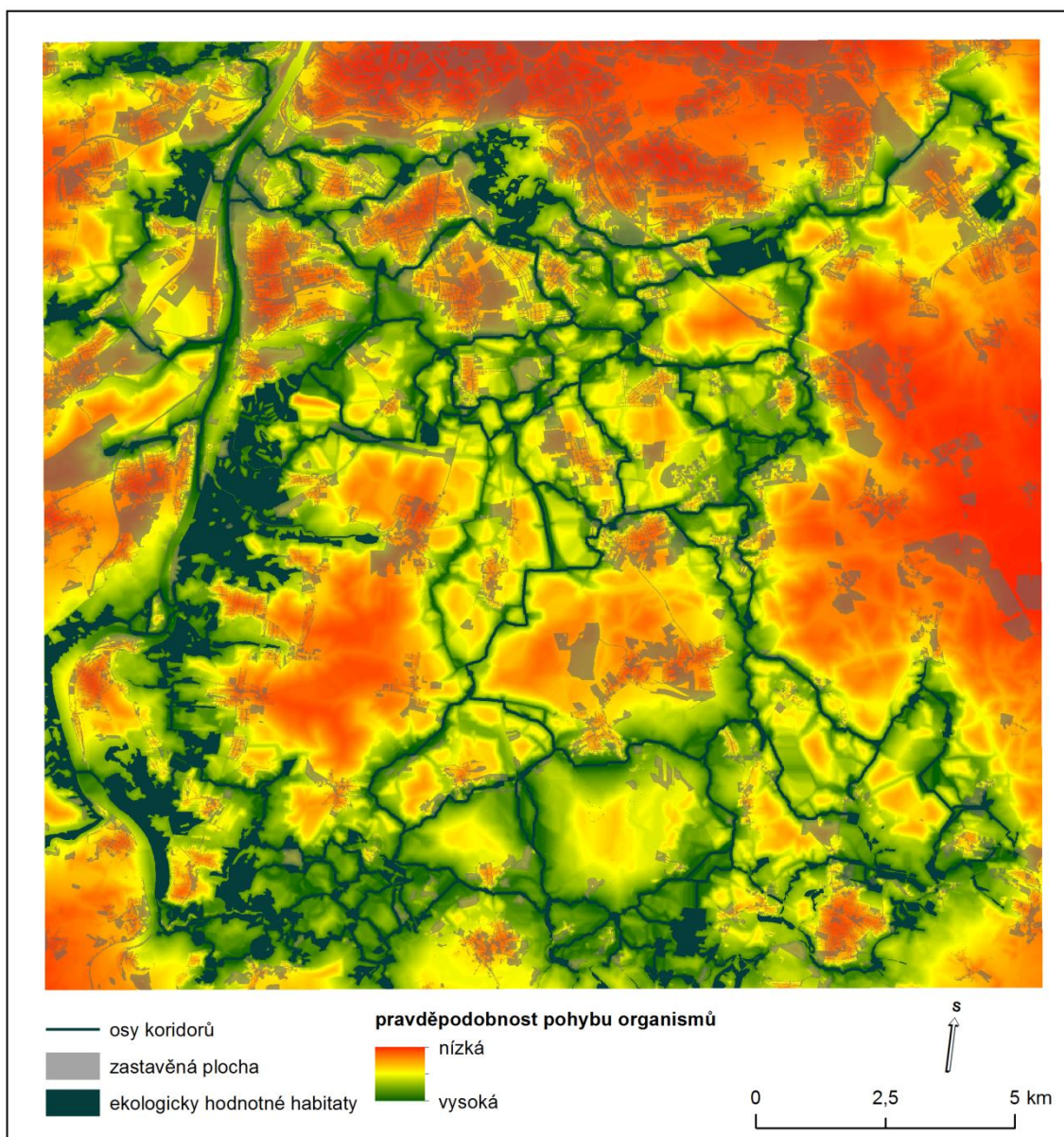
5. VÝSLEDKY

5.1 ANALÝZA PROSTUPNOSTI KRAJINY

Hodnocení změn prostupnosti krajiny v jižním zázemí Prahy bylo provedeno na základě dvou hlavních mapových výstupů modelu. Tyto výstupy nám ukazují, kde se v zájmovém území vyskytují ekologicky hodnotné habitaty a kudy je organismům umožněn pohyb mezi těmito plochami. První výstup zobrazuje stav před výstavbou dálničního tělesa (obrázek 15). Výraznějšími ekologicky hodnotnými habitaty jsou ve sledovaném území následující přírodní celky: oblast mezi Uhříněvsi a Kolodějemi, Milíčovský les, Kunratický les, Prokopské údolí, Chuchelský háj, přírodní památky a rezervace v okolí Radotína, Hornopožárský les a lesnaté oblasti SV od Kamenného přívozu. Nejsouvislejší ekologicky hodnotné habitaty začínají Cholupickým vrchem a pokračují přes PR Šance, Břežanské údolí a Zvolskou homoli k Olešku. V modelu byly vytvořeny koridory vyjadřující pravděpodobnost pohybu mezi těmito plochami. Koridory jsou situovány tak, aby organismy pohybovaly místy s co nejmenším „odporem“ a náklady na cestu tak byly minimální. Zeleně jsou vyznačeny koridory, ve kterých je pravděpodobnost pohybu organismů vysoká, přes žluté a oranžové odstíny se pravděpodobnost pohybu snižuje. Předpokládaný pohyb organismů skrze červené plochy je minimální. Můžeme vidět, že tyto plochy korespondují s hustou zástavbou, a proto je zde pravděpodobnost výskytu organismů téměř nulová.

V mapě můžeme vidět, že koridory jsou často vedeny podél větších či menších vodních toků. Zejména v městské krajině je pohyb podél nebo prostřednictvím vodních toků jediným možným způsobem, jak se v hustě zastavěné krajině pohybovat. Takovéto koridory propojují například Kunratický les, Milíčovský les a okolí Uhříněvsi. Severně od těchto oblastí se nachází hustě zastavěná městská krajina, proto tímto směrem žádné koridory vedeny nejsou. Předpokládaný pohyb organismů proto směřuje jižním směrem do habitatů na březích Vltavy a také do lesnatých oblastí rozkládajících se východně od Jílového u Prahy. Pro hodnocení změn v prostupnosti krajiny bylo klíčové zejména sledování koridorů vedoucích severojižním směrem, neboť byla cílem zjistit, jak se změnilo rozmístění těchto koridorů po výstavbě Pražského okruhu.

Obrázek 15: Koridory v krajině před výstavbou Pražského okruhu

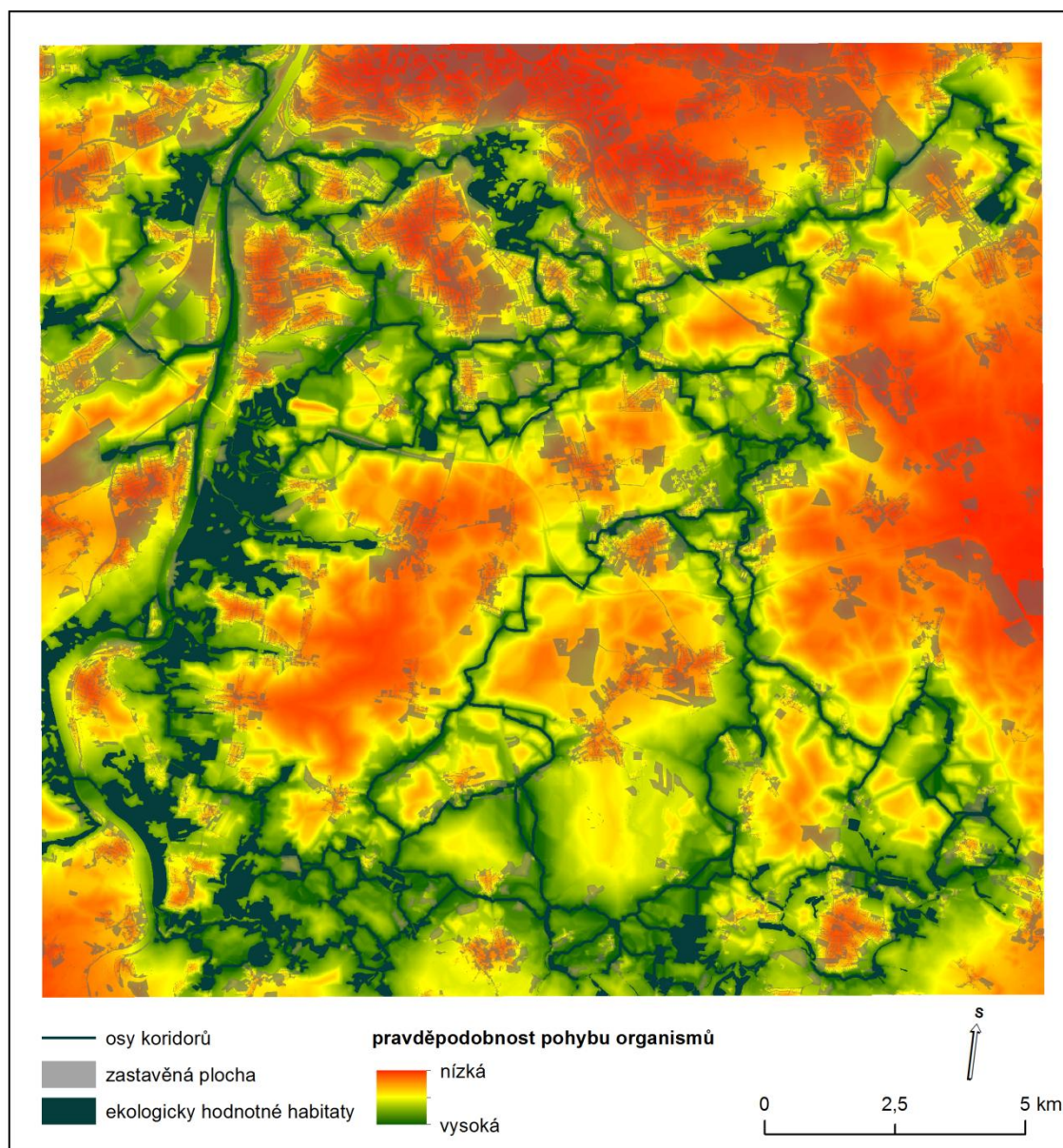


Zdroj: AOPK ČR ®, Zabaged ®; vlastní zpracování

Rozmístění koridorů v krajině po výstavbě Pražského okruhu ukazuje obrázek 16. Nejvýraznější bariérou, která zde vznikla a ovlivnila rozmístění koridorů, je dálnice představující prvek s nejvyšší hodnotou rezistence. Můžeme vidět, že čtyři koridory vedoucí severojižním směrem v oblasti Dolní Břežany až Jesenice, zmizely. Z mapy můžeme vidět, že alternativní cesty pro tyto koridory nebyly vytvořeny, a to i přes to, že v místech vzniklo několik ekoduktů i jiných využitelných průchodů. Dále jsou z mapy patrné dva zaniklé koridory, které původně směřovaly z Kunratického lesa na Kamýk a k Milíčovskému lesu. Zánik těchto koridorů poukazuje na zvyšující se izolovanost rozsáhlejších vegetačních celků

ve městě a jejich postupné oddělování od rozsáhlejších ekologicky hodnotných habitatů mimo město. Posledními zaniklými jsou dva koridory nacházející se jižně až jihovýchodně od Jílového u Prahy. Zánikem těchto koridorů byl znesnadněn pohyb organismů mezi habitaty ve směru V-Z.

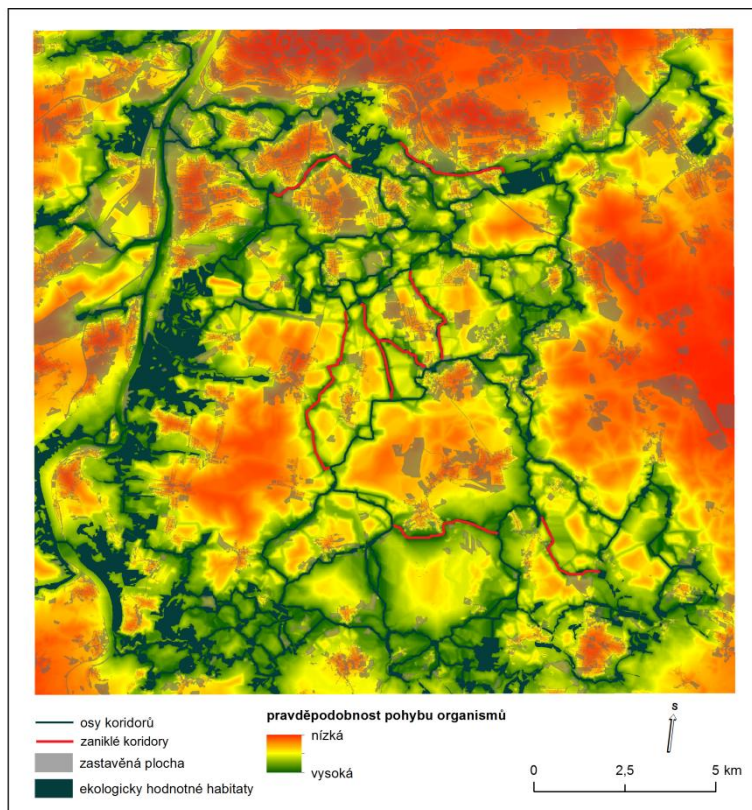
Obrázek 16: Koridory v krajině po výstavbě Pražského okruhu



Zdroj: AOPK ČR ®, Zabaged ®; vlastní zpracování

Pro názornost jsou na následující mapě červeně vyznačeny zaniklé koridory a je zde patrné, kde došlo k výraznějšímu zhoršení prostupnosti krajiny.

Obrázek 17: Zaniklé koridory



Zdroj: AOPK ČR ®, Zabaged ®; vlastní zpracování

5.2 MONITOROVÁNÍ EKODUKTŮ

Fotopasti umístěné na ekoduktech u Cholupic bohužel nepřinesly výsledky, jaké byly očekávány. Monitorování začalo 13. ledna 2014, kdy byly umístěny dvě fotopasti. Při výměně baterií, která měla proběhnout 23. února 2014, bylo zjištěno, že fotopast č. 1 byla odcizena. Fotografie z této fotopasti jsou tak dostupné pouze za první týden provozu, kdy byla provedena kontrola funkčnosti přístrojů. Druhá fotopast, která se nacházela na ekoduktu pouze o několik set metrů dál, byla z bezpečnostních důvodů sundána a monitoring na těchto ekoduktech dále neprobíhal. Využívání obou ekoduktů za sledované období ukazuje následující tabulka. I z tohoto krátkého časového úseku a z výsledků získaných sledováním stop při sněhové na ekoduktech v rámci bakalářské práce, můžeme říci, že pohyb lidí je na obou ekoduktech vysoký a pravděpodobně tak ovlivňuje využívání těchto objektů zvěří. Žádná z fotopastí nezaznamenala divokou zvěř. Nejvíce ekodukty využívají pěší a cyklisté,

pro které tyto objekty představují spojovací prvky mezi oblastí Dolních Břežan a PP Modřanská rokle nacházející se severně od Pražského okruhu. Cyklisté také často ekodukty č. 2 a č. 3 využívají pro zkrácení cesty, protože oficiální trasa cyklostezky vedená přes asfaltovou cestu na ekoduktu č. 1 znamená malou zajižďku. Fotografie také ukázaly, že ekodukt č. 3 je navíc poměrně často využíván motorovými vozidly, přestože přes něj nevede silnice, jen prашná cesta. Některá ze zachycených vozidel využívají ekodukt pravděpodobně pro zkrácení cesty do PP Cholutická bažantnice, jiná vozidla (zemědělské stroje) využívají ekodukty pro přesun mezi obdělávanými oblastmi.

Tabulka č. 6: Využívání ekoduktů u Cholutic

	záznamů celkem	divoká zvěř	pěší	koně	pěší se psy	cyklisté	motorová vozidla
fotopast 1 13. 1. - 19. 1. 2014	32	0	17	0	8	7	0
fotopast 2 13. 1. - 23. 2. 2014	223	0	103	10	54	30	26

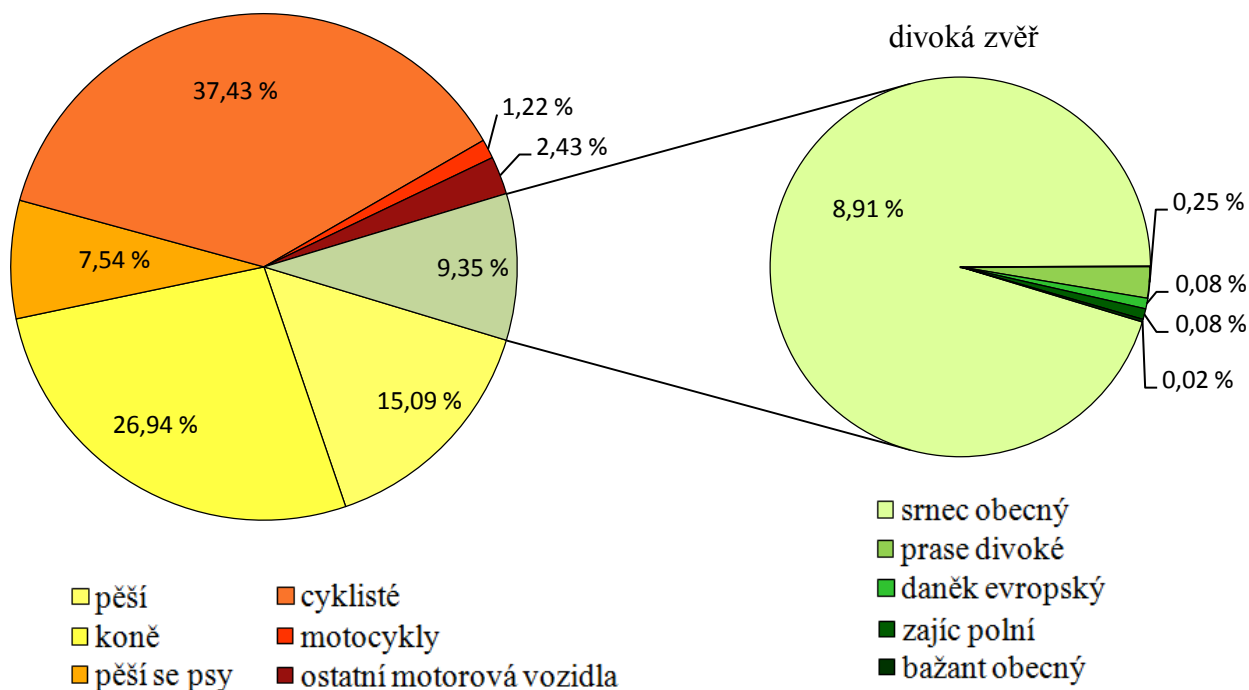
Zdroj: vlastní zpracování

Monitorování ekoduktu č. 4 u Kocandy začalo již 17. února 2013 v rámci bakalářské práce a probíhalo nepřetržitě do 5. dubna 2015. Za tuto dobu bylo pořízeno celkem 9299 fotografií, z nichž necelých 51 % (přesně 4737 fotografií) zaznamenalo přecházející osobu či zvíře. Počet fotografií bez přecházejícího objektu narůstal zejména v některých jarních a letních měsících, kdy rychle rostoucí vegetace často aktivovala fotopast a vznikalo tak množství nepoužitelných fotografií. Z tohoto důvodu byla fotopast na ekoduktu několikrát přemístěna, ale byla období, kdy nebylo možné najít místo, kde by vegetace neclonila a zároveň nešlo vegetaci odstranit, neboť se jednalo o výsadbu na ekoduktu. Proto je místy časová řada fotografií přerušena obdobím s nepoužitelnými fotografiemi (viz dále).

Využívání ekoduktu u Kocandy za celé sledované období ukazuje graf č. 2. Ze všech objektů, které ekodukty přešly, představuje divoká zvěř pouze malou část (9 %) a zastoupení jednotlivých druhů divoké zvěře zobrazuje samostatný graf. Výsledky ukazují, že nejvíce je ekodukt využíván antropogenně, neboť 90,6 % fotografií zachycuje lidské aktivity. Z antropogenních aktivit tvoří největší část cyklisté (37,4 %), protože ekodukt představuje vhodný propojovací prvek mezi hustě osídlenou oblastí nacházející se severně od Pražského okruhu a zalesněnými klidnými oblastmi rozkládajícími se jižně od ekoduktu. Ekodukt je navíc převeden asfaltovou silnicí a vjezd motorovým vozidlem zde není povolen,

proto je pro cyklisty ideální. Další početnou kategorií představují koně (26,9 %), jejichž vysoký pohyb je způsoben přítomností jezdecké školy v Kocandě a jezdeckého klubu v Horních Jirčanech. Obyvatelé vesnic nacházejících se blízko ekoduktu také využívají objekt při vycházkách do přírody, protože tento ekodukt jako jediný objekt v okolí není využíván motorovými vozidly. Proto vysoký podíl zaznamenaných objektů představují kategorie pěší a pěší se psy (22,6 %). Vjezd motocyklům a ostatním motorovým vozidlům je na ekodukt zakázán, přesto představují tyto dopravní prostředky 3,6 % ze zaznamenaných objektů. Motocykly se mohou na ekodukt dostat snadno, proto byl jejich výskyt pozorován v průběhu celého období monitorování. Vjezdu větších motorových vozidel z kategorie „ostatní motorová vozidla“ (zahrnuje čtyřkolky, osobní automobily, nákladní automobily, zemědělské stroje, bagry) zabraňují velké kameny a závory umístěné na cestách vedoucích k ekoduktu. Všechny objekty, které byly z této kategorie zaznamenány, se objevily mezi červnem 2013 a srpnem 2013, kdy byly zátarasy odstraněny. Důvodem bylo stržení mostku v důsledku povodní na Botiči a ekodukt v tomto období představoval jedinou přístupovou cestu k odříznuté části Kocandy.

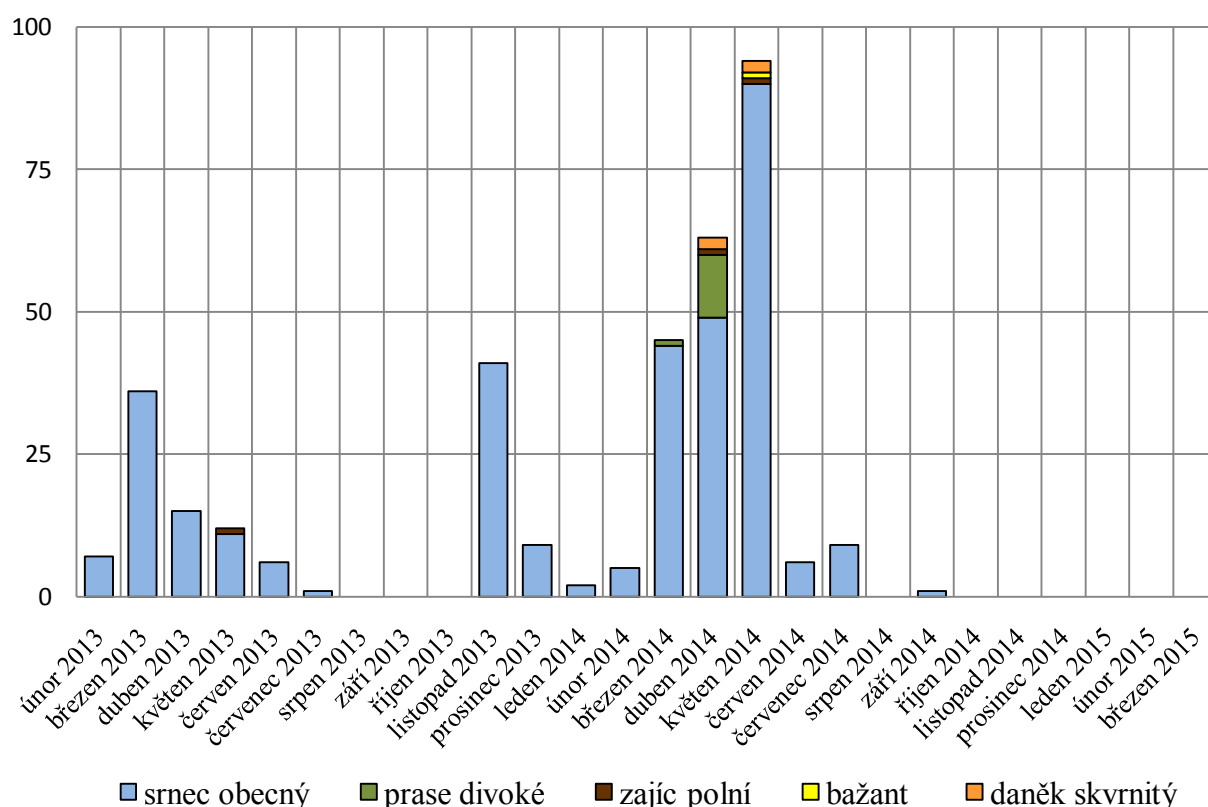
Graf 2: Využívání ekoduktu u Kocandy



Zdroj: vlastní zpracování

Z divoké zvěře bylo na ekoduktu za sledované období zaznamenáno celkem 5 druhů. Většinu tvořil srnec obecný, ostatní druhy byly zaznamenány pouze na nepatrném počtu fotografií. Prase divoké bylo celkem na dvanácti záznamech, daněk evropský na čtyřech, zajíc polní na třech a bažant obecný pouze na jednom. Přecházení jednotlivých druhů divoké zvěře za jednotlivé měsíce ukazuje následující graf.

Graf 3: Roční cyklus průchodů dle zastoupení jednotlivých druhů



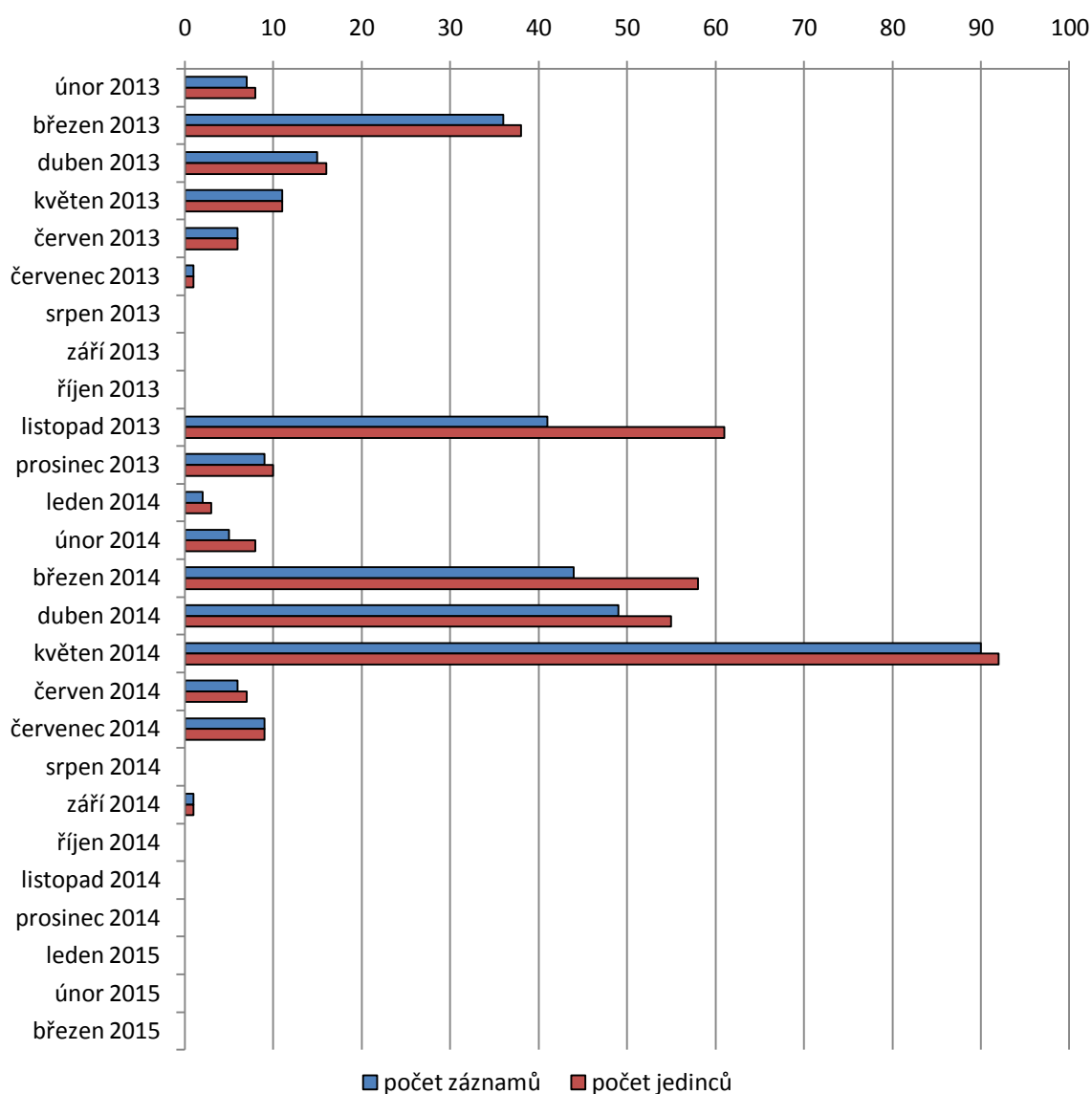
Zdroj: vlastní zpracování

Nejčastěji přecházejícím zvířetem byl srnec obecný. Tento živočich se často vyskytuje i v zázemí velkých měst a v obhospodařované krajině (Acevedo a kol., 2005) a záznamy z fotopasti u Kocandy tyto závěry potvrzují. Ekodukt propojuje lesní celky, proto může srnec v této oblasti nalézt i dostatek úkrytů před intenzivními lidskými aktivitami. Výskyt srnce v zázemí Prahy potvrzují nejen fotografie, ale zvířata byla v okolí i často viděna při návštěvách fotopasti. Ze získaných fotografií je také patrné, jak intenzivní lidské aktivity na ekoduktu ovlivňují jeho využívání zvěří. Všechny fotografie, které zaznamenaly srnce obecného, byly z nočních hodin, nebo byly pořízeny po setmění. Vždy se jednalo o část dne, kdy již veškeré lidské aktivity na ekoduktu ustaly. Vzhledem k tomu, že většina fotografií zvěře byla pořízena za tmy, ne vždy vznikly natolik kvalitní snímky, aby bylo možné identifikovat objekt. Na některých snímcích byly vidět pouze svítící oči, takže nebylo možné určit, o jakého živočicha se jedná. Proto můžeme odhadovat, že v případě použití fotopasti s kvalitnějším nočním snímáním, by byl počet zvířat mírně vyšší.

Následující graf ukazuje roční cyklus průchodů srnce přes ekodukt. Modře je vyznačen počet záznamů se srncem za daný měsíc. Červeně je vyznačen počet jedinců,

kteří se na fotografiích za daný měsíc objevili. V grafu je několik měsíců, ve kterých nejsou zaznamenány žádné přechody. Příčiny jsou různé. Od poloviny srpna 2013 do října 2013 jsou data chybějící kvůli technickým problémům, protože obě sady baterií do fotopastí dosloužily a objednání nové sady trvalo delší dobu. V srpnu 2014 bylo fotografií s objekty všech kategorií celkově málo, protože na ekoduktu vyrostlo velké množství rostlin, které fotopast aktivovaly. Stejný problém s vegetací způsobil nedostatek dat také v listopadu 2014. U ostatních měsíců z roku 2014 (srpen, říjen, prosinec) a z roku 2015 (leden až březen) nejsou chybějící záznamy srnce způsobeny technickými problémy. Fotopast fungovala správně a zaznamenávala objekty jiných kategorií, pouze za tyto měsíce žádný srnec neprošel.

Graf 4: Roční cyklus průchodů srnce obecného



Zdroj: vlastní zpracování

6. DISKUZE

6.1 ANALÝZA PROSTUPNOSTI KRAJINY

Výsledky této práce potvrdily, že vznik nových silničních těles a rozšiřování osídlení výrazným způsobem ovlivňuje prostupnost krajiny. Nejvýraznější bariéry představují dálnice a silnice s intenzivní dopravou (Iuell a kol., 2003, Shepard a kol., 2008). U těchto bariér je však možno umístěním migračních objektů zajistit alespoň jejich částečnou průchodnost (Glista a kol., 2009; Ree a kol., 2007). Výsledky modelů tyto závěry potvrzují, neboť ukazují, že zprůchodnění dálnice prostřednictvím mostů a podchodů zajistilo zachování alespoň některých koridorů. Rozšiřováním městské zástavby zmizely koridory nenávratně, neboť osídlení představuje bariéru, jejíž negativní efekt na prostupnost krajiny není možné kompenzovat žádnými opatřeními (Anděl a kol., 2010a). Modely také ukázaly, že i v hustě osídlené městské a příměstské krajině s hustou silniční sítí lze nalézt koridory vhodné pro pohyb zvěře. Jejich existence je v tomto případě dána přítomností několika souvislejších lesních porostů, fragmentů lesa i menších přírodě blízkých celků, jejichž vzájemné rozmístění umožňuje živočichům pohyb skrze krajinu cestami relativně nízkých nákladů (Alagador a kol., 2012; McRae a kol., 2012).

Výsledky také ukázaly, že výstavbou drahých kompenzačních opatření, kterými jsou ekodukty (Corlatti a spol., 2009), nemusí být vždy dosaženo požadovaného efektu. Srovnáním koridorů v krajině před a po výstavbě obchvatu se ukázalo, že ani umístění ekoduktů nezabránilo zániku některých koridorů v místě výstavby obchvatu. Umístění ekoduktů se neshoduje s trasou koridorů, především v případě objektů u Cholutic. Nabízí se tak otázka, zda bylo nutné postavit tři ekodukty v těsné blízkosti u sebe, a zda by stejný účel (především přecházení lidí) neplnil jeden nadchod s obyčejnou mostní konstrukcí. Umístění ekoduktu u Kocandy se jeví jako účelné, neboť trasa koridoru byla zachována a je vedena přes tento objekt. Pro funkčnost tohoto ekoduktu se zdá být klíčovou návaznost na lesní celky v okolí (Georgii a kol., 2009).

Při vlastním modelování koridorů v krajině se potvrdily závěry řady autorů, že problematickým krokem je přiřazování hodnot rezistence jednotlivým kategoriím krajinného pokryvu. Hodnoty je možné přiřazovat dle habitatových nároků konkrétních druhů a jejich prostorových nároků ve vztahu k migraci. Tento přístup je však vhodnější používat při sledování prostupnosti krajiny pro určitý druh, protože dle Janina a kol. (2009) neodráží prostupnost krajiny v komplexním pohledu. Při chybějících biologických datech je možno tyto informace doplnit expertními hodnoceními a zvážit rezistenci krajinných prvků obecně

ve vztahu k pohybu zvěře (Zeller a kol., 2012). Tento přístup vyžaduje pečlivé srovnání všech krajinných prvků. Přiřazená hodnota rezistence by měla primárně odrážet vhodnost a kvalitu habitatů, což určuje samotnou prostupnost krajiny (Janin a kol., 2009). Sledované území není typické výskytem konkrétního živočicha a cílem bylo zjistit, jaké jsou možnosti pohybu v krajině pro širší spektrum druhů. Proto bylo přistoupeno ke srovnávání kategorií krajinného pokryvu dle jejich kvality a vhodnosti pro výskyt živočichů napříč taxonomickými skupinami.

6.2 EFEKTIVITA EKODUKTŮ

K diskuzi nad ochranou a obnovou prostupnosti krajiny v jižním zázemí Prahy mělo přispět také monitorování vybraných ekoduktů. Z výsledků získaných na ekoduktech u Cholupic není možné vyvozovat závěry o jejich využívání, neboť by bylo potřebné pracovat s daty za výrazně delší časové období (Austin a Garland, 2001). Za pět týdnů monitorování ekoduktu č. 3 byli zachyceni na fotografiích pouze lidé. Nelze však možné říci, zda intenzivní pohyb lidí odrazuje zvěř od přecházení (Glista a kol., 2009), nebo zda se jednalo jen o měsíc, kdy žádné zvíře v okolí nebylo a ekodukt nevyužilo.

Monitorování ekoduktu u Kocandy probíhalo nepřetržitě 26 měsíců, přesto i zde nalezneme období, kdy data chybí. Ukázalo se, že pro získání ucelené řady za celé sledované období by bylo potřebné zajistit monitoring více přístroji, nebo použít další doplňující metody. Autoři Ng a kol. (2004) doporučují pro kvalitnější monitorování například využívat více fotopastí, které se dají umístit na opačné strany průchodů. Tímto opatřením se značně minimalizuje pravděpodobnost, že vyfoceně zvíře nebude možné identifikovat z důvodu velké vzdálenosti od přístroje. Toto opatření by značně pomohlo monitoringu i v našem případě, neboť zvíře na noční fotografii nebylo v některých případech možné určit právě z tohoto důvodu. Využití další metody (například umístění pruhů sybkých materiálů na ekodukt) by v případě našeho objektu také nebylo zcela vhodné, protože stopy by byly pravděpodobně znehodnoceny kvůli častému pohybu lidí (Brandjes a Van Vliet, 2006). Výsledky monitorování ukázaly, že z divokých zvířat nejvíce využívá ekodukt srnec obecný. V souladu se studiemi autorů Acevedo a kol. (2005) a Coulon a kol. (2008) tak můžeme říci, že srnec obecný představuje živočicha běžně se vyskytujícího i ve fragmentované krajině v zázemí měst, neboť mu postačuje občasná blízkost fragmentů lesa. Tímto se potvrdily i závěry autorů Hewison a kol. (2007), kteří ve svých studiích došli k závěrům, že srnec obecný patří mezi živočicha v tomto ohledu přizpůsobivého a schopného uzpůsobit pastvu i časování potulek dle charakteru obývaného území (Tigas a kol., 2002).

Z menších živočichů byl zaznamenán jen v pouhých třech případech zajíc. Zajíc představuje živočicha běžně se vyskytujícího v příměstské krajině, ale preferuje plochy s dostatkem úkrytů (Roedenbeck a Voser, 2008). Sledovaný ekodukt není kryt žádným souvislejším porostem, který by takové úkryty vytvářel. Na základě výsledků výzkumu Roedenbecka a Vosea (2008) i výsledků našeho monitoringu je tedy pravděpodobné, že zajíc bude hledat jiná místa k přecházení a nekrytým ekoduktům se spíše vyhýbá (Keith a kol., 1993). Další autoři také často upozorňují na skutečnost, že menší živočichové raději využívají průchody malých rozměrů, kde nejsou rušeni přítomností lidí a kde jim hrozí menší riziko predace (Hlaváč a kol., 2001; Rondini a Doncaster, 2002). Objektů tohoto typu, je v dálničním tělese na sledovaném území celkem 9, proto můžeme předpokládat, že menší živočichové preferují tyto průchody.

7. ZÁVĚR

Cílem této práce bylo zhodnotit prostupnost krajiny v kontextu její fragmentace dopravní infrastrukturou a sub/urbánní výstavbou. Krajinu výrazně fragmentovanou těmito bariérami nalezneme typicky v zázemí velkých měst, proto bylo vybráno k analýze jižní zázemí Prahy. Výsledky modelování prostupnosti ukázaly, že i v této silně antropogenizované krajině je možno nalézt koridory, kterými se s vysokou pravděpodobností může zvěř pohybovat. Model také potvrdil, že vznik dálničního obchvatu a rozšiřování zástavby způsobuje zánik koridorů a výrazně tak zhoršuje prostupnost krajiny. Na zániku koridorů se podílejí však i procesy, které přímo souvisí s rozšiřováním sídel. Můžeme pozorovat snižování kvality habitatů obklopujících sídla a narůstání bariérového efektu způsobeného intenzivnější dopravou, což může také výrazně ovlivnit trasy koridorů v krajině.

Dalším cílem této práce bylo zhodnotit efektivitu vystavěných kompenzačních opatření. Ke zhodnocení efektivity ekoduktů byla dlouhodobě sbírána data o jejich využívání prostřednictvím fotopasti. Dle očekávání výsledky monitoringu ukázaly, že jsou objekty využívány převážně lidmi. I přes častý pohyb lidí byl sledovaný objekt příležitostně využíván divokou zvěří a to téměř výhradně v noci, kdy lidské aktivity na objektu ustaly. Monitoring ekoduktů také ukázal, že pro získání souvislé řady kvalitních dat je důležité kombinovat více metod sběru dat, neboť kvalita dat získaných prostřednictvím jedné metody může být výrazně ovlivněna mnoha nepředvídatelnými faktory. Ukazuje se také důležitost zpětného monitorování ekoduktů až delší dobu od výstavby objektu. Teprve pak je možné posoudit, jak další faktory (vzrostlá vegetace napojující objekt na okolí apod.) ovlivňují využívání objektů.

Pro zhodnocení efektivity ekoduktů bylo také srovnáno jejich umístění s trasami koridorů. Ukázalo se, že umístění některých objektů (zejména u Cholupic) nelze odůvodnit přítomností žádného koridoru. Pouze u ekoduktu u Kocandy lze sledovat návaznost na předpokládané trasy pohybu zvěře. Živočichové pravděpodobně více využívají menší průchody, které vznikly z technických důvodů (převod vody, údolí) a které nejsou zatíženy přítomností lidí. Vzhledem k těmto skutečnostem se nabízí otázka, zda bylo potřebné stavět na tomto úseku dálnice všech pět ekoduktů, a bylo by tak možné otevřít diskuzi o efektivitě a účelu těchto objektů obecně na našich dálnicích.

Využívat modely prostupnosti krajiny může být efektivním pomocným nástrojem pro hodnocení dopadů nových bariér na konektivitu krajiny i v zázemí velkých měst. V takové krajině se zpravidla nenachází rozlehlejší ekologicky hodnotné habitaty. Ukazuje

se však, že pro zachování prostupnosti krajiny může být klíčové i propojení menších či méně hodnotných přírodních celků. Ve fragmentované krajině zázemí velkých měst mohou být z hlediska prostupnosti krajiny klíčové objekty zprůchodňující bariéry. Jejich umístování je však potřebné pečlivě zvažovat a rozhodovat o jejich umístění například v návaznosti na koridory pravděpodobného pohybu zvěře v krajině. Významné je zpětné monitorování těchto kompenzačních opatření, neboť výsledky o jejich využívání mohou být využity ke zvyšování efektivity realizovaných opatření do budoucna.

8. SEZNAM LITERATURY

8.1 TIŠTĚNÉ ZDROJE

- ABSON, R., LAWRENCE, R. (2003): Monitoring the use of the Slaty Creek wildlife underpass, Calder Freeway, Black Forest, Macedon, Victoria, Australia. Road Ecology center - John Muir Institute of the Environment, University of California, Davis, 7 s.
- ACEVEDO, P., DELIBES-MATEOS, M., ESCUDERO, M. A., VICENTE, J., MARCO, J., GORTAZAR, C. (2005): Environmental constraints in the colonization sequence of roe deer (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758) across the Iberian Mountains, Spain. *Journal of Biogeography*. 32, č. 9, s. 1671-1680. DOI: 10.1111/j.1365-2699.2005.01310.x.
- ALAGADOR, D., TRIVINO, M., CERDEIRA, J. O., BRÁS, R., CABEZA, M., ARAÚJO, M. B. (2012): Linking like with like: optimising connectivity between environmentally-similar habitats. *Landscape Ecology*, 27, č. 2, s. 291-301. DOI: 10.1007/s10980-012-9704-9.
- ANDĚL, P., GORČICOVÁ, I., HLAVÁČ, V., MIKO, L., ANDĚLOVÁ, H. (2005): Hodnocení fragmentace krajiny dopravou. AOPK ČR, Praha, 67 s. ISBN 80-86064-92-1.
- ANDĚL, P., HLAVÁČ, V., LENNER, R., ANDĚLOVÁ, H., GORČICOVÁ, I., HANUŠ, F., VAISAR, M. (2006): Migrační objekty pro zajištění průchodnosti dálnic a silnic pro volně žijící živočichy. Ministerstvo dopravy ČR a Evernia, Liberec, 92 s. ISBN 80-903787-0-6.
- ANDĚL, P., GORČICOVÁ, I., PETRŽÍLKA, L. (2008): Atlas vlivu silniční dopravy na biodiverzitu. Evernia, Liberec, 62 s. ISBN 978-80-903787-1-1.
- ANDĚL, P., PETRŽÍLKA, L., GORČICOVÁ, I. (2010a): Indikátory fragmentace krajiny. Evernia, Liberec, 62 s. ISBN 978-80-903787-7-3.
- ANDĚL, P., ANDREAS, M., BLÁHOVÁ, A., GORČICOVÁ, I., HLAVÁČ, V., MINÁRIKOVÁ, T., ROMPORTL, D., STRNAD, M. (2010b): Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce. Evernia, Liberec, 137 s. ISBN 978-80-903787-5-9.
- ANDĚL, P., BELKOVÁ, H., GORČICOVÁ, I., HLAVÁČ, V., LIBOSVÁR, T., ROZÍNEK, R., ŠIKULA, T., VOJAR, J. (2011): Průchodnost silnic a dálnic pro volně žijící živočichy. Evernia, Liberec, 154 s. ISBN 978-80-903787-4-2.
- ANDREWS, A. (1990): Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review. *Australian Zoologist*, 26, č. 3, s. 130-141. DOI: 10.7882/AZ.1990.005.

- AUSTIN, J., GARLAND, L. (2001): Evaluation of a wildlife underpass on Vermont State Highway 289 in Essex, Vermont. Road Ecology center - John Muir Institute of the Environment, University of California, Davis, 10 s.
- BAGLI, S., GENELETTI, D., ORSI, F. (2010): Routing of power lines through least-cost path analysis and multicriteria evaluation to minimise environmental impacts. *Environmental Impact Assessment Review*, 31, č. 3, s. 234-239. DOI: 10.1016/j.eiar.2010.10.003.
- BAKER, P. J., DOWDING, C. V., MOLONY, S. E., WHITE, P., HARRIS, S. (2007): Activity patterns of urban red foxes (*Vulpes vulpes*) reduce the risk of traffic-induced mortality. *Behavioral Ecology*, 18, č. 4, s. 716-724. DOI: 10.1093/beheco/arm035.
- BEIER, P., MAJKA, D., JENNESS, J. (2007): Conceptual steps for designing wildlife corridors. North Arizona University, Arizona. 90 s. Dostupné na: <http://corridordesign.org/dl/docs/ConceptualStepsForDesigningCorridors.pdf>.
- BEIER, P., MAJKA, D. R., SPENCER, W. D. (2008): Forks in the roads: Choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology*, 22, č. 4, s. 836-851. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2008.00942.x.
- BENÍTEZ-LÓPEZ, A., ALKEMADE, R., VERWEIJ, P. A. (2010): The impact of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. *Biological Conservation*, 143, č. 6, s. 1307-1316. DOI: 10.1016/j.biocon.2010.02.009.
- BISONETTE, J. A., ADAIR, W. (2008): Restoring habitat permeability to roaded landscapes with isometrically-scaled wildlife crossings. *Biological Conservation*, 141, č. 2, s. 482-488. DOI: 10.1016/j.biocon.2007.10.019.
- BOLGER, D. T., ALBERTS, A. C., SAUVAJOT, R. M., POTENZA, P., McCALVIN, C., TRAN, D., MAZZONI, S., SOULÉ, M. E. (1997): Response of rodents to habitat fragmentation in coastal southern California. *Ecological Applications*, 7, č. 2, s. 552-563.
- BRANDJES, G. J., VAN VLIET, F. (2006): Monitoring gebruik faunapassages Rijkswaterstaat Utrecht, Onderzoek boommarterbrug (A12) en Ecoduct Leusderheide (A28). Bureau Waardenburg, Culemborg, 48 s.
- CLARKE, G. P., WHITE, P. C. L., HARRIS, S. (1998): Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biological Conservation*, 86, č. 2, s. 117-124. DOI: 10.1016/S0006-3207(98)00018-4.

- CLEVENGER, A., WALTHO, N. (2005): Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation*, 121, č. 3, s. 453-464. DOI: 10.1016/j.biocon.2004.04.025.
- COFFIN, A. W. (2007): From roadkill to road ecology: A review of ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*. 15, č. 5, s. 396-406. DOI: 10.1016/j.jtrangeo.2006.11.006.
- CORLATTI, L., HACKLÄNDER, K., FREY-ROOS, F. (2009): Ability of wildlife overpasses to provide connectivity and prevent genetic isolation. *Conservation Biology*, 23, č. 3, s. 548-556. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2008.01162.x.
- COUCH, CH., LEONTIDOU, L., PETSCHER-HELD, G. eds. (2007): Urban sprawl in Europe: landscapes, land-use change and policy. Blackwell, Oxford, s. 3-34. ISBN 978-1-4051-3917-5.
- COULON, A., MORELLET, N., GOULARD, M., CARGNELUTTI, B., ANGIBAULT, J. M., HEWISON, A. J. M. (2008): Inferring the effects of landscape structure on roe deer (*Capreolus capreolus*) movements using a step selection function. *Landscape Ecology*, 23, č. 5, s. 603-614. DOI: 10.1007/s10980-008-9220-0.
- CROOKS, K. R. (2002): Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation biology*, 16, č. 2, s. 488-502. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2002.00386.x.
- DICKSON, B. G., ROEMER, G. W., MCRAE, B. H., RUNDALL, J. M. (2011): Models of regional habitat quality and connectivity for pumas (*Puma concolor*) in the Southwestern United States. *PloS one*, 8, č. 12, 11 s. DOI: 10.1371/journal.pone.0081898.
- DRIEZEN, K., ADRIANSEN, F., RONDININI, C., DONCASTER, C. P., MATTHYSEN, E. (2007): Evaluating least-cost model predictions with empirical dispersal data: A case study using radiotracking data of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). *Ecological Modelling*, 209, č. 2, s. 317-322. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2007.07.002.
- FAHRING, L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34, s. 487-515. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.
- FAHRIG, L., RYTWINSKI, T. (2009): Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, 14, č. 1, 19 s.

- FLETCHER, R. J., RIES, L., BATTIN, J., CHALFOUN, A. D. (2007): The role of habitat area and edge in fragmented landscapes: definitely distinct or inevitably intertwined?. Canadian journal of zoology, 85, č. 10, s. 1017-1030. DOI: 10.1139/Z07-100.
- FORMAN, R., ALEXANDER, L. (1998): Roads and their major ecological effects. Annual Review of Ecology and Systematics, 29, s. 207-231.
- FU, W., LIU, S., DEGLORIA, S. D., DONG, S., BEAZLEY, R. (2010): Characterizing the „fragmentation-barrier“ effect of road networks on landscape connectivity: A case study in Xishuangbanna, Southwest China. Landscape and Urban planning, 95, č. 3, s. 122-129. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2009.12.009.
- GEHRING, T. M., SWIHART, R. K. (2002): Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. Biological Conservation, 109, č. 2, s. 283-295. DOI: 10.1016/S0006-3207(02)00156-8.
- GEORGII, B., KELLER, V., PFISTER, H. P., RECK, H., PETERS-OSTENBERG, E., HENNENBERG, M., HERRMANN, M., MUELLER-STIESS, H., BACH, L. (2011): Use of wildlife passages by invertebrate and vertebrate species. Wildlife passages in Germany 2011. 27 s.
- GERARD, J. F., BIDEAU, E., MAUBLANC, M. L., LOISEL, P., MARCHAL, C. (2002): Herd size in large herbivores: encoded in the individual or emergent?. The Biological Bulletin, 202, č. 3, s. 275-282.
- GLISTA, D. J., DEVAULT, T. L., DEWOODY, J. A. (2009): A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. Landscape and Urban planning, 91, č. 1, s. 1-7. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2008.11.001.
- HANSEN, A. J., KNIGHT, R. L., MARZLUFF, J. M., POWELL, S., BROWN, K., GUDE, P. H., JONES, K. (2005): Effects of exurban development on biodiversity: patterns, mechanisms, and research needs. Ecological Applications, 15, č. 6, s. 1893-1905. DOI: 10.1890/05-5221.
- HARDY, A., FULLER, J., HUIJSER, M., KOCIOLEK, A., EVANS, M. (2007): Evaluation of wildlife crossing structures and fencing on US Highway 93 Evaro to Polson, Phase I: Preconstruction data collection and finalization of evaluation plan. Western Transport Institute, Helena, 213 s. No. FHWA/MT-06-008/1744-1.
- HEWISON, A. J. M., VINCENT, J. P., JOACHIM, J., ANGIBAULT, J. M., CARGNELUTTI, B. (2001): The effects of woodland fragmentation and human

- activity on roe deer distribution in agricultural landscape. *Canadian Journal of Zoology*, 79, č. 4, s. 679-689. DOI: 10.1139/cjz-79-4-679.
- HEWISON, A. J. M., ANGIBAULT, J. M., CARGNELUTTI, B., COULON, A., RAMES, J. L., SERRANO, E., VERHEYDEN, H., MORELLET, N. (2007): Using radio-tracking and direct observation to estimate roe deer *Capreolus capreolus* density in a fragmented landscape: a pilot study. *Wildlife Biology*, 13, č. 3, s. 313-320. DOI: [http://dx.doi.org/10.2981/0909-6396\(2007\)13\[313:URADOT\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.2981/0909-6396(2007)13[313:URADOT]2.0.CO;2).
- HLAVÁČ, V., ANDĚL, P., BOCEK, R. (2001): Metodická příručka k zajišťování průchodnosti dálničních komunikací pro volně žijící živočichy. AOPK ČR, Praha, 36 s. ISBN 80-86064-60-3.
- HÖNIGOVÁ, I., CHOBOT, K. (2014): Jemné předitivo české krajiny v GIS: konsolidovaná vrstva ekosystémů. *Ochrana přírody*, 7, č. 4, s. 26-30.
- HUIJSER, M. P., BERGERS, J. M. (2000): The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations. *Biological Conservation*, 95, č. 1, s. 111-116. DOI: 10.1016/S0006-3207(00)00006-9.
- HUIJSER, M. P., KOCIOLEK, A., MCGOVEN, P., HARDY, A., CLEVINGER, A. P., AMENT, R. (2007): Wildlife-vehicle collision and crossing mitigation measures: a toolbox for the Montana department of transportation. Western Transportation Institute, Montana State University, Montana, 112 s. No. FHWA/MT-07-002/8117-34.
- IUELL, B., BEKKER, H., CUPERUS, R., DUFEK, J., FRY, G., HICKS, C., HLAVÁČ, V., KELLER, V., ROSELL, C., SANGWINE, T., TØRSLØV, N., WANDALL, B. (2003): Habitat fragmentation due to transportation infrastructure, Wildlife and traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions. COST 341, Brussels, 172 s.
- JAEGER, J. (2000): Landscape division, splitting index and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15, č. 2, s. 115-130.
- JAEGER, J., BOWMAN, J., BRENNAN, J., FAHRING, L., BERT, D., BOUCHARD, J., CHARBONNEAU, N., FRANK, K., GRUBER, B., TOSCHANOWITZ, K. (2005): Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, 185, č. 2, s. 329-348. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2004.12.015.
- JAEGER, J., BERTILLER, R., SCHWICK, CH., MULLER, K., STEINMEIER CH., EWALD, K., GHAZOUL, J. (2008): Implementing landscape fragmentation as an indicator in the Swiss monitoring system of sustainable development (MONET).

- Journal of Environmental Management, 88, č. 4, s. 737-751. DOI: 10.1016/j.jenvman.2007.03.043.
- JAEGER, J., SOUKUP, T., MADRINAN, L., SCHWICK, C., KIENAST, F. (2011): Landscape fragmentation in Europe: Joint EEA-FOEN report. European Environment Agency, Copenhagen, 87 s. ISBN 978-92-9213-215-6.
- JANIN, A., LÉNA, J.-P., RAY, N., DELACOURT, CH., ALLEMAND, P., JOLY, P. (2009): Assessing landscape connectivity with calibrated cost-distance modelling: predicting common toad distribution in context of spreading agriculture. Journal of Applied Ecology, 46, č. 4, s. 833-841. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2009.01665.x.
- JEPSEN, J. U., TOPPING, C. J. (2004): Modelling roe deer (*Capreolus capreolus*) in a gradient of forest fragmentation: behavioral plasticity and choice of cover. Canadian Journal of Zoology, 82, č. 9, s. 1528-1541. DOI: 10.1139/Z04-131.
- JOSHI, A., VAIDYANATHAN, S., MONDOL, S., EDGAONKAR, A., RAMAKRISHNAN, U. (2013): Connectivity of tiger (*Panthera tigris*) populations in the human-influenced forest mosaic of Central India. PloS One, 8, č. 11, 11 s. DOI: 10.1371/journal.pone.0077980.
- KEITH, L. B., BLOOMER, S. E. M., WILLEBRAND, T. (1993): Dynamics of a snowshoe hare population in fragmented habitat. Canadian Journal of Zoology, 71, č. 7, s. 1385-1392. DOI: 10.1139/z93-191.
- KERLEY, G. I. H., PRESSEY, R. L., COWLING R. M., BOSHOFF, A. F., SIMS-CASTLEY, R. (2003): Options for the conservation of large and medium-sized mammals in the Cape Floristic Region hotspot, South Africa. Biological Conservation, 112, č. 1, s. 169-190. DOI: 10.1016/S0006-3207(02)00426-3.
- KUEHN, R., HINDENLANG, K. E., HOLZGANG, O., SENN, J., STOECKLE, B., SPERISEN, CH. (2007): Genetic effect of transportation infrastructure on roe deer populations (*Capreolus capreolus*). Journal of Heredity, 98, č. 1, s. 13-22. DOI: 10.1093/jhered/esl056.
- LANDGUTH, E. L., HAND, B. K., GLASSY, J., CUSHMANN, S. A., SAWAYA, M. A. (2011): UNICOR: a species connectivity and corridor network simulator. Ecography, 35, č. 1, s. 9-14. DOI: 10.1111/j.1600-0587.2011.07149.x.
- LANKESTER, K., APELDOORN, R., MEELIS, E., VERBOOM, J. (1991): Management perspectives for populations of the eurasian badger (*Meles meles*) in a fragmented landscape. Journal of Applied Ecology, 28, č. 2, s. 561-573.

- LEWIS, C. W., HODGES, K. E., KOEHLER, G. M., MILLS, L. S. (2011): Influence of stand and landscape features on snowshoe hare abundance in fragmented forests. *Journal of Mammalogy*, 92, č. 3, s. 561-567. DOI: 10.1644/10-MAMM-A-095.1.
- LIDDLE, M. (1997): *Recreation ecology – The ecological impact of outdoor recreation and ecotourism*. Chapman & Hall, London, 540 s. ISBN 0 412 26630 X.
- LUDLOW, D., FONS, J., BLANES, N., GÓMEZ, O., SAVOLAINEN, H., ROMANOWICZ, A. (2006): *Urban sprawl in Europe: The ignored challenge*. EEA report, European Environment Agency, Copenhagen, 56 s. ISBN 92-9167-887-2.
- MAJKA, D., BEIER, P., JENNESS, J. (2010): *CorridorDesigner ArcGIS Toolbox Tutorial*. North Arizona University, Arizona, 25 s. Dostupné na: http://corridordesign.org/dl/tools/CD_toolbox_tutorial.pdf.
- MATA, C., HERVÁS, I., HERRANZ, J., SUÁREZ, F., MALO, J. E. (2003): Effectiveness of wildlife crossing structures and adapted culverts in highway in Northwest Spain. IN: *Proceedings of the 2003 International Conference on Ecology and Transportation*, Eds. Irwin CL, Garrett P, McDermott KP. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, s. 265-276.
- MATA, C., HERVÁS, I., HERRANZ, J., SUARÉZ, F., MALO, J. (2008): Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structure on a Spanish motorway. *Journal of Environmental Management*, 88, č. 3, s. 407-415. DOI: 10.1016/j.jenvman.2007.03.014.
- MCRAE, B. H. (2006): Isolation by resistance. *Evolution*, 60, č. 8, s. 1551-1561.
- MCRAE, B. H., BEIER, P. (2007): Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104, č. 50, s. 19885-19890. DOI: 10.1073/pnas.0706568104.
- MCRAE, B. H., DICKSON, B. G., KEITT, T. H., SHAH, V. B. (2008): Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology*, 89, č. 10, s. 2712-2724. DOI: <http://dx.doi.org/10.1890/07-1861.1>.
- MCRAE, B. H., HALL, S. A., BEIER, P., THEOBALD, D. M. (2012): Where to restore ecological connectivity? Detecting barriers and quantifying restoration benefits. *PloS One*, 7, č. 12, 12 s. DOI: 10.1371/journal.pone.0052604.
- NG, S., DOLE, J., SAUVAJOT, R., RILEY, S., VALONE, T. (2004): Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. *Biological Conservation*, 115, č. 3, s. 499-507. DOI: 10.1016/S0006-3207(03)00166-6.
- OUŘEDNÍČEK, M. (2003): Suburbanizace Prahy. *Sociologický časopis*, 39, č. 2, s. 235-253.

- OUŘEDNÍČEK, M., TEMELOVÁ, J., MACEŠKOVÁ, M., NOVÁK, J., PULDOVÁ, P., ROMPORTL, D., CHUMAN, T., ZELENDOVÁ, S., KUNCOVÁ, I. (2008): Surbanizace.cz. Univerzita Karlova v Praze, Praha, 96 s. ISBN 978-80-86561-72-1.
- OVASKAINEN, O. (2013): How to develop the nature conservation strategies for The Netherlands? *De Levende Natuur*, 114, č. 2, s. 59-62.
- PARRIS, K. M., SCHNEIDER, A. (2009): Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside habitats. *Ecology and Society*, 14, č. 1, 23 s.
- PINTO, N., KEITT, T. H. (2008): Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. *Landscape Ecology*, 24, č. 2, s. 253-266. DOI: 10.1007/s10980-008-9303-y.
- PULLINGER, M. G., JOHNSON, CH. J. (2010): Maintaining or restoring connectivity of modified landscapes: evaluating the least-cost path model with multiple sources of ecological information. *Landscape Ecology*, 25, č. 10, s. 1547-1560. DOI: 10.1007/s10980-010-9526-6.
- REIJNEN, R., FOPPEN, R., MEEUWSEN, H. (1996): The effects of traffic on density of breeding birds in Dutch agricultural graaslands. *Biological Conservation*, 75, č. 3, s. 255-260. DOI: 10.1016/0006-3207(95)00074-7.
- ROBERGE, J. M., ANGELSTAM, P. (2004): Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology*, 18, č. 1, s. 76-85. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2004.00450.x.
- ROBINSON, S. K., THOMPSON III, F. R., DONOVAN, T. M., WHITEHEAD, D. R., FAABORG, J. (1995): Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science*, 267, č. 31, s. 93-102. DOI: 10.2307/2886455.
- ROEDENBECK, I. A., VOSER, P. (2008): Effects of roads on spatial distribution, abundance and mortality of brown hare (*Lepus europaeus*) in Switzerland. *European Journal of Wildlife Research*, 54, č. 3, s. 425-437. DOI: 10.1007/s10344-007-0166-3.
- RONDININI, C., DONCASTER, C. P. (2002): Roads as barriers to movement for hedgehogs. *Functional Ecology*, 16, č. 4, s. 504-509. DOI: 10.1046/j.1365-2435.2002.00651.x.
- SAURA, S., TORNÉ, J. (2009): Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling and Software*, 24, č. 1, s. 135-139. DOI: :10.1016/j.envsoft.2008.05.005.
- SAUVAJOT, R. M., BUECHNER, M., KAMRADT, D. A., SCHONEWALD, CH. M. (1998): Patterns of human disturbance and response by small mammals and birds in

- chaparral near urban development. *Urban Ecosystems*, 2, č. 4, s. 279-297. DOI: 10.1023/A:1009588723665.
- SEILER, A. (2001): Ecological effects of roads: A review. Introductory Research Essay no 9, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, 40 s.
- SELVA, N., KREFT, S., KATI, V., SCHLUCK, M., JONSSON, B., MIHOK, B., OKARMA, H., IBISCH, P. (2011): Roadless and low-traffic areas as conservation targets in Europe. *Environmental management*, 48, č. 5, s. 865-877. DOI: 10.1007/s00267-011-9751-z.
- SHAH, V. B., MCRAE, B. H. (2008): Circuitscape: A tool for landscape ecology. In *Proceedings of the 7th Python in Science Conference*, 7, s. 62-6.
- SHEPARD, D. B., KUHNS, A. R., DRESLIK, M. J., PHILLIPS, C. A. (2008): Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. *Animal Conservation*, 11, č. 4, s. 288-296. DOI: 10.1111/j.1469-1795.2008.00183.x.
- SINGLETON, P., GAINES, W., LEHMKUHL, J. (2002): Landscape permability for large carnivores in Washington: A geographic information system weighted-distance and least-cost corridor assessment. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, 89 s.
- SPEAR, S. F., BALKENHOL, N., FORTIN, M.-J., MCRAE, B. H., SCRIBNER, K. (2010): Use of resistance surfaces for landscape genetic studies: considerations for parameterization and analysis. *Molecular Ecology*, 19, č. 17, s. 3676-3691. DOI: 10.1111/j.1365-294X.2010.04657.x.
- STOUT, J., CORNWELL, G. W. (1976): Nonhunting mortality of fledged North American waterfowl. *The Journal of Wildlife Management*, 40, č. 4, s. 681-693.
- SÝKORA, L. eds. (2002): Suburbanizace a její důsledky: výzva pro výzkum, usměrňování rozvoje území a společenskou angažovanost. Ústav pro ekopolitiku, Praha, s. 9-19.
- TIGAS, L. A., VAN VUREN, D. H., SAUVAJOT, R. M. (2002): Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in urban environment. *Biological Conservation*, 108, č. 3, s. 299-306. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00120-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00120-9).
- TOWNSEND, C. R., BEGON, M., HARPER, J. L. (2010): *Základy ekologie*. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 505 s. ISBN 978-80-244-2478-1.
- VAN DER REE, R., VAN DER GRIFT, E., GULLE, N., HOLLAND, K., MATA, C., SUAREZ, F. (2007): Overcoming the barrier effect of roads – how effective are mitigation strategies? An international review of the use and effectiveness of

- underpasses and overpasses designed to increase the permeability of roads for wildlife. Proceedings of the 2007 International Conference on Ecology and Transportation. Center for Transportation and Environment, North Carolina State University, Raleigh, USA. 14 s.
- VAN WIEREN, S., WORM, P. (2001): The use of a motorway wildlife overpass by large mammals. Netherlands Journal of Zoology, 51, č. 1, s. 97-105. DOI: <http://dx.doi.org/10.1163/156854201X00071>.
- VIRGÓS, E. (2001): Role of isolation and habitat quality in shaping species abundance: a test with badgers (*Meles meles* L.) in a gradient of forest fragmentation. Journal of Biogeography, 28, č. 3, s. 381-389. DOI: 10.1046/j.1365-2699.2001.00552.x.
- VIRGÓS, E. (2002a): Are habitat generalists affected by forest fragmentation? A test with Eurasia badgers (*Meles meles*) in coarse-grained fragmented landscapes of central Spain. Journal of Zoology, 258, č. 3, s. 313-318. DOI: 10.1017/S0952836902001449.
- VIRGÓS, E. (2002b): Factors affecting wild boar (*Sus scrofa*) occurrence in highly fragmented Mediterranean landscapes. Canadian Journal of Zoology, 80, č. 3, s. 430-435. DOI: 10.1139/Z02-028.
- VIRGÓS, E., TELLERÍA, J. L., SANTOS, T. (2002): A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain. Biodiversity and Conservation, 11, č. 6, s. 1063-1079. DOI: 10.1023/A:1015856703786.
- WANG, M., SCHREIBER, A. (2001): The impact of habitat fragmentation and social structure on the population genetics of roe deer (*Capreolus capreolus* L.) in Central Europe. Heredity, 86, č. 6, s. 703-715. DOI: 10.1046/j.1365-2540.2001.t01-1-00889.x.
- WHITTINGTON, J., St. CLAIR, C. C., MERCER, G. (2004): Path tortuosity and the permeability of roads and trails to wolf movement. Ecology and Society, 9, č. 1, 15 s.
- WILCOVE, D. S., MCLELLAN, CH. H., DOBSON, A. P. (1986): Habitat fragmentation in the temperate zone. Conservation biology, 6, s. 237-256.
- ZELLER, K. A., MCGARIGAL, K., WHITLEY, A. R. (2012): Estimating landscape resistance to movement: a review. Landscape ecology, 27, č. 6, s. 777-797. DOI: 10.1007/s10980-012-9737-0.

8.2 INTERNETOVÉ ZDROJE

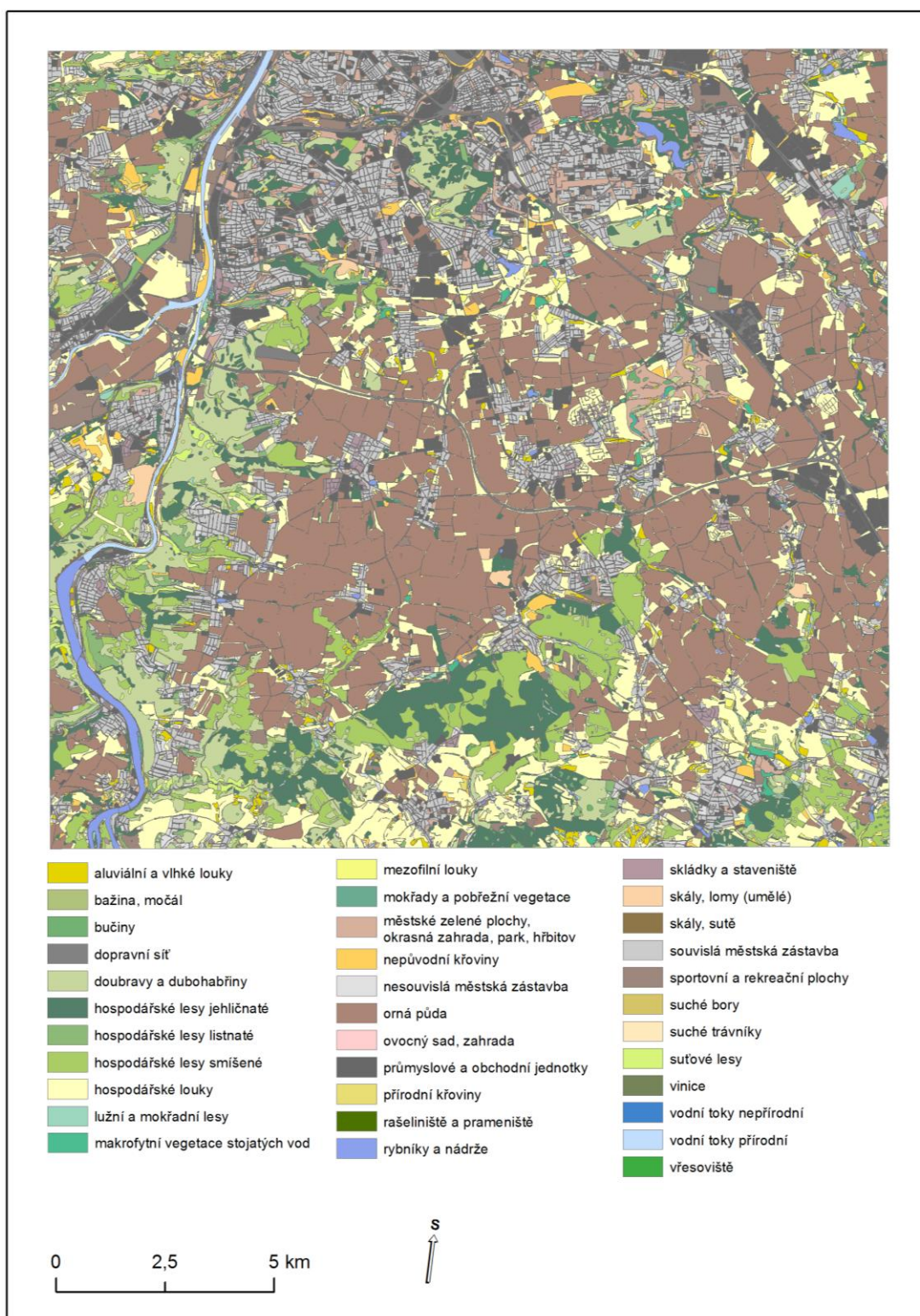
- MCRAE, B. H., KAVANAGH, D. M. (2011): Linkage Mapper connectivity analysis software, The Nature Conservancy, Seattle WA, 18 s. Dostupné na: <http://www.circuitscape.org/linkagemapper>.
- MCRAE, B. H., SHAH, V. B., MOHAPATRA, T. K. (2013): Circuitscape 4 User Guide. The Nature Conservancy, Seattle WA, 12 s. Dostupné na: http://docs.circuitscape.org/circuitscape_4_0_user_guide.html?&id=gsite.
- SUSOVÁ, K. (2008): Jesenice u Prahy – případová studie IV. Univerzita Karlova v Praze, Katedra sociální geografie a regionálního rozvoje. Dostupné na: <http://suburbanizace.cz/studie.htm>.

8.3 DATOVÉ ZDROJE

- AOPK ČR © (s využitím dat ZABAGED (© ČÚŽK 2012), Corine Land Cover 2006 (© EEA 2006), Urban Atlas 2006 (© EEA 2006), DIBAVOD (© VÚV TGM 2012): Konsolidovaná vrstva ekosystémů, Praha 2013.
- ŘEDITELSTVÍ SILNIC A DÁLNIC ®: Ředitelství silnic a dálnic ČR. Praha 2013.
- ZABAGED ®: Základní báze geografických dat České republiky. Praha 2013.

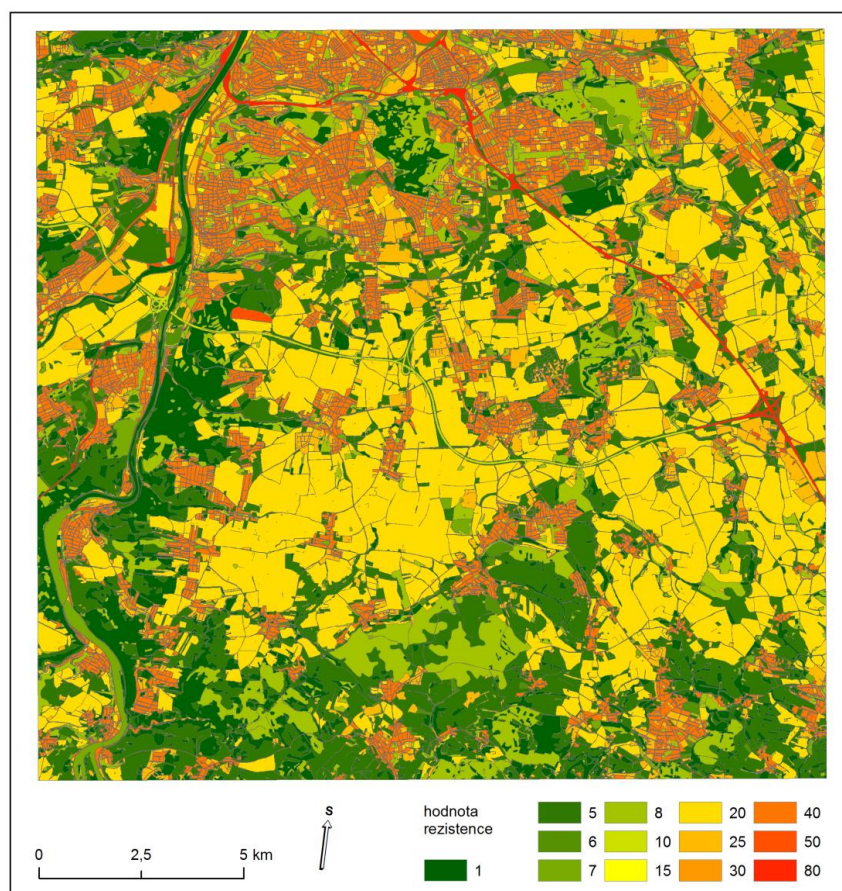
9. PŘÍLOHY

Příloha č. 1: Krajinný pokryv zájmového území



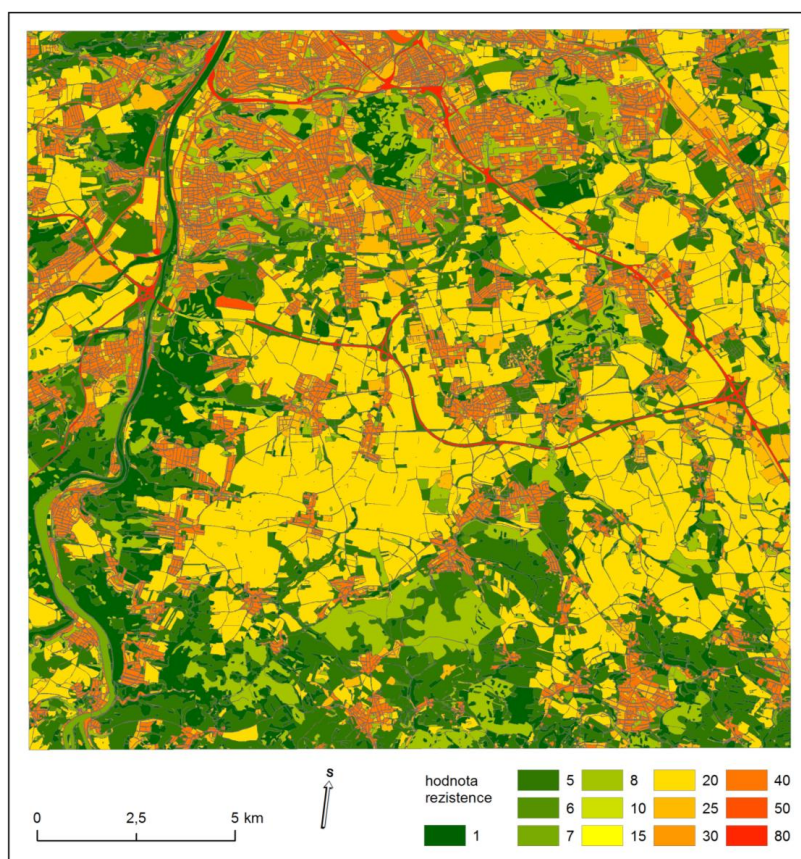
Zdroj: AOPK ČR ®; vlastní zpracování

Příloha č. 2: Rezistence krajiny před výstavbou Pražského okruhu



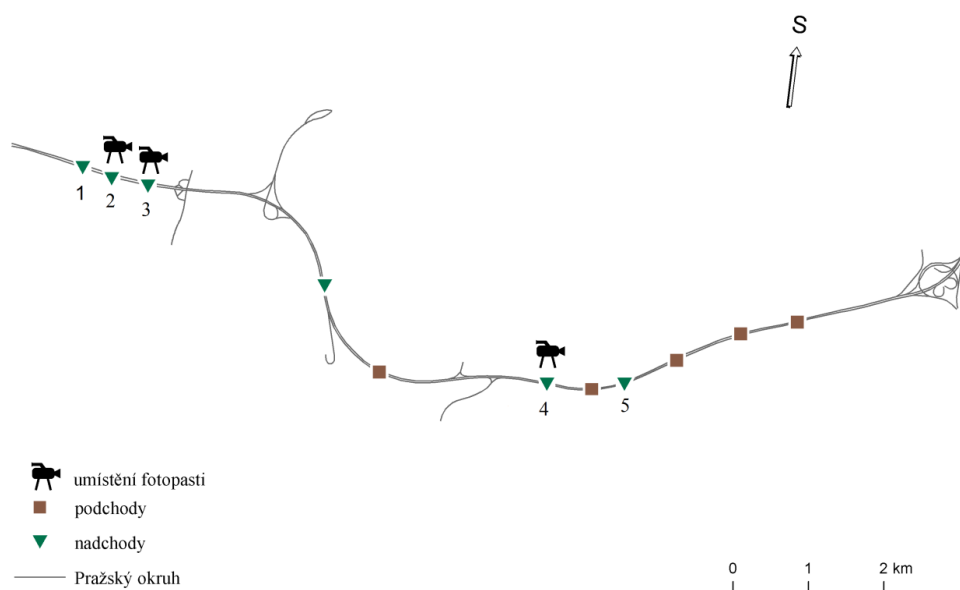
Zdroj: AOPK ČR ®, Zabaged ®; vlastní zpracování

Příloha č. 3: Rezistence krajiny po výstavbě Pražského okruhu



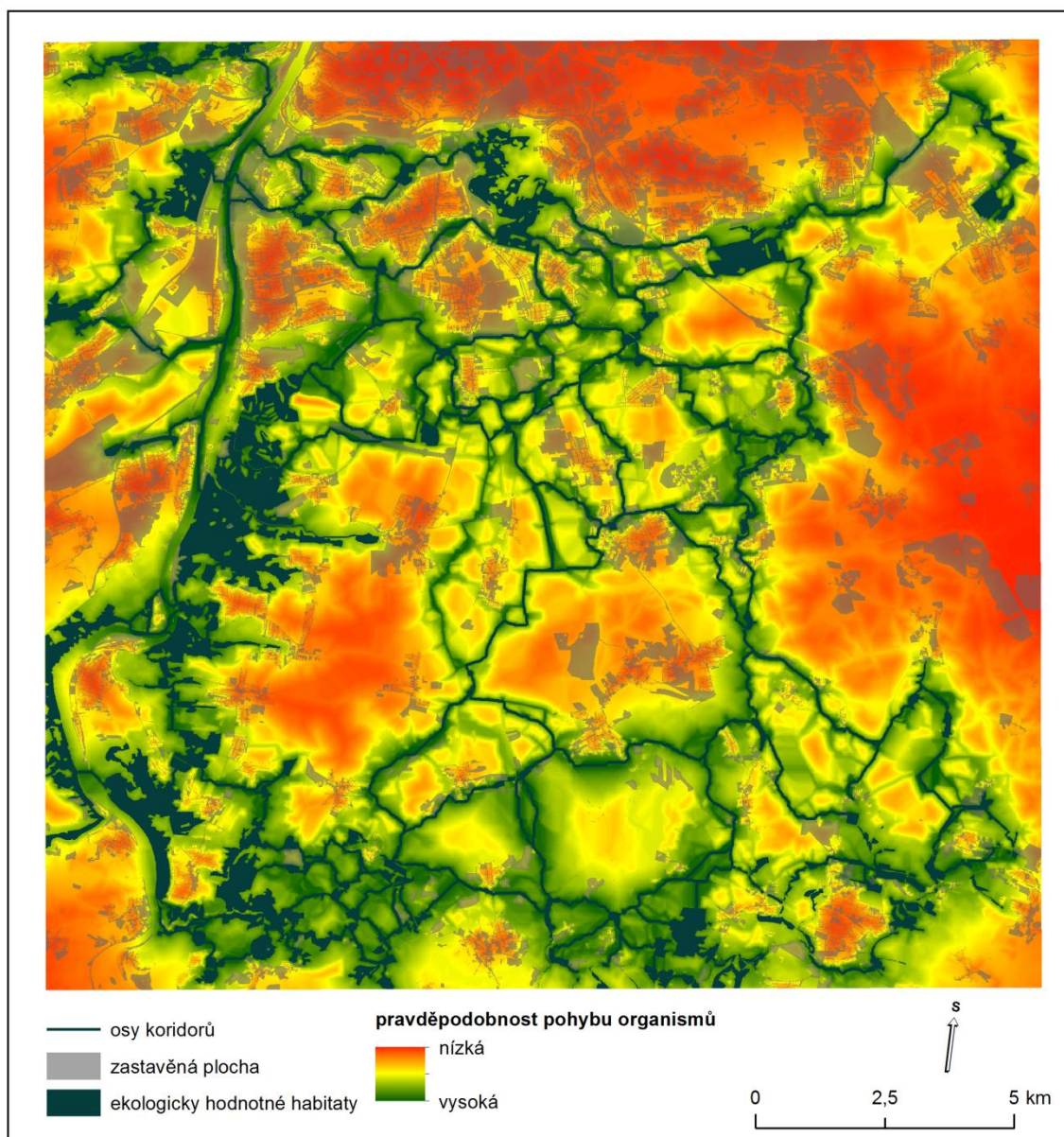
Zdroj: AOPK ČR ®, Zabaged ®; vlastní zpracování

Příloha č. 4: Průchody na jižní části okruhu a monitorované objekty



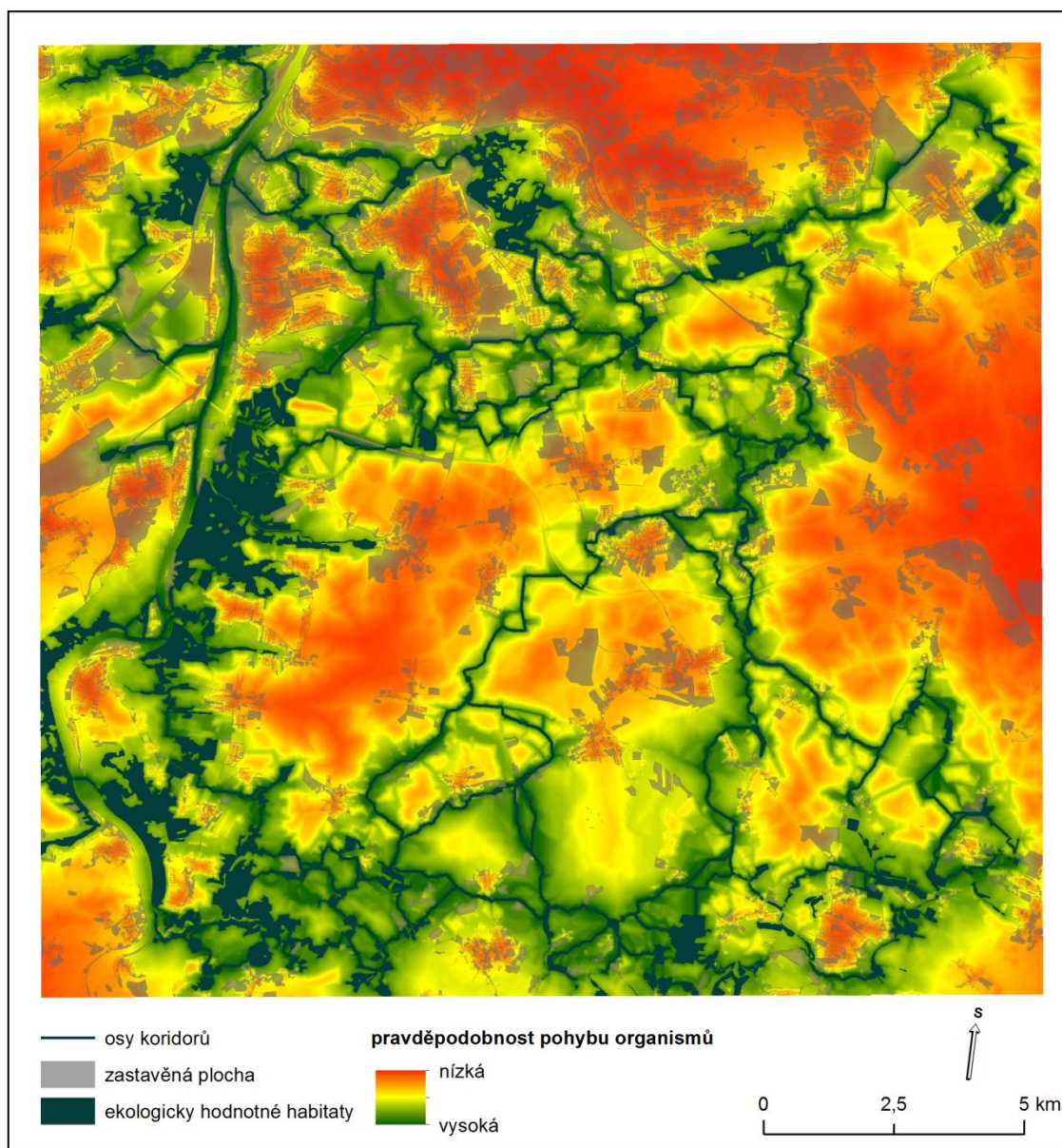
Zdroj: Ředitelství silnic a dálnic ®; vlastní zpracování

Příloha č. 5: Koridory v krajině před výstavbou Pražského okruhu



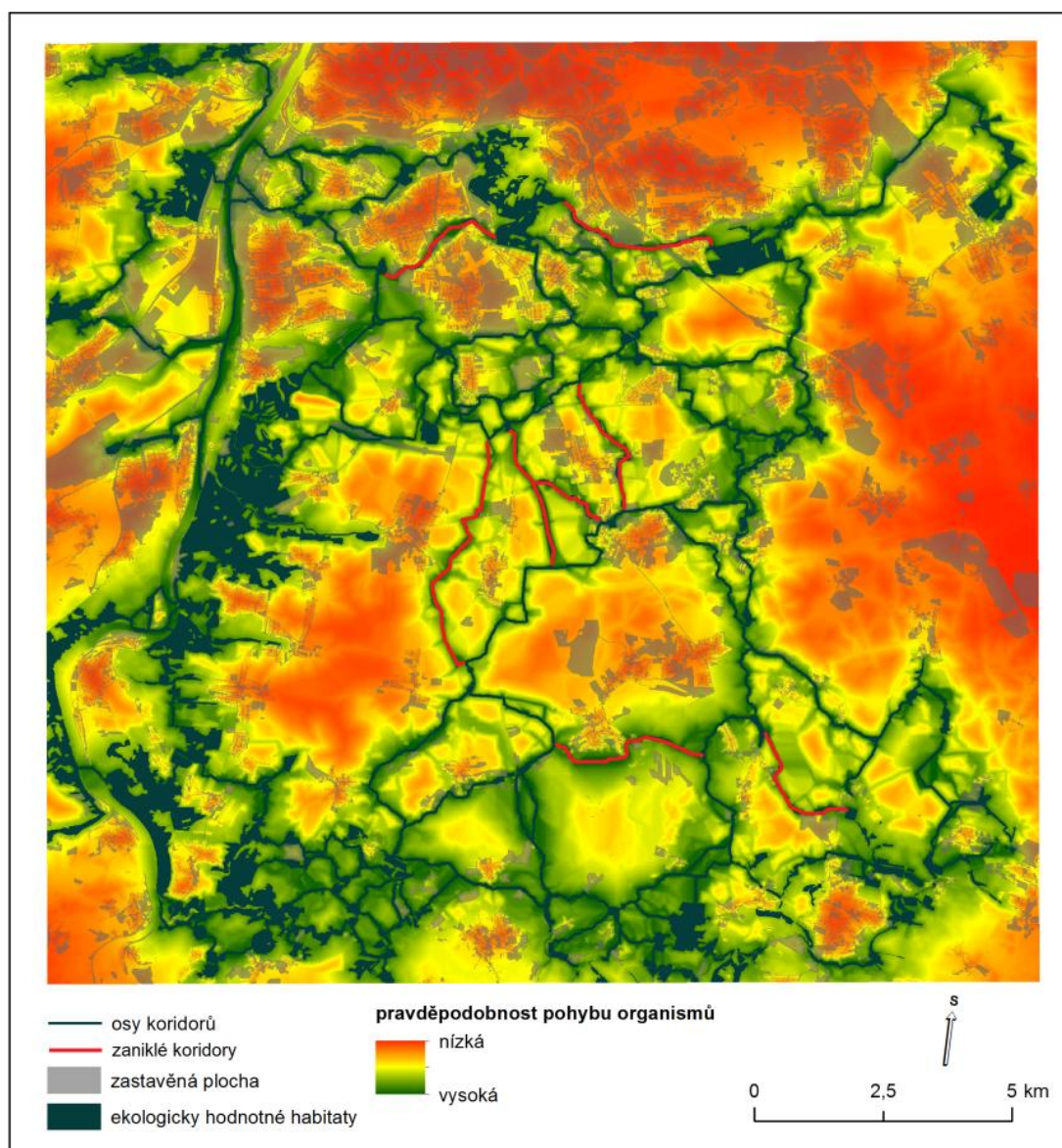
Zdroj: AOPK ČR ®, Zabaged ®; vlastní zpracování

Příloha č. 6: Koridory po výstavbě Pražského okruhu



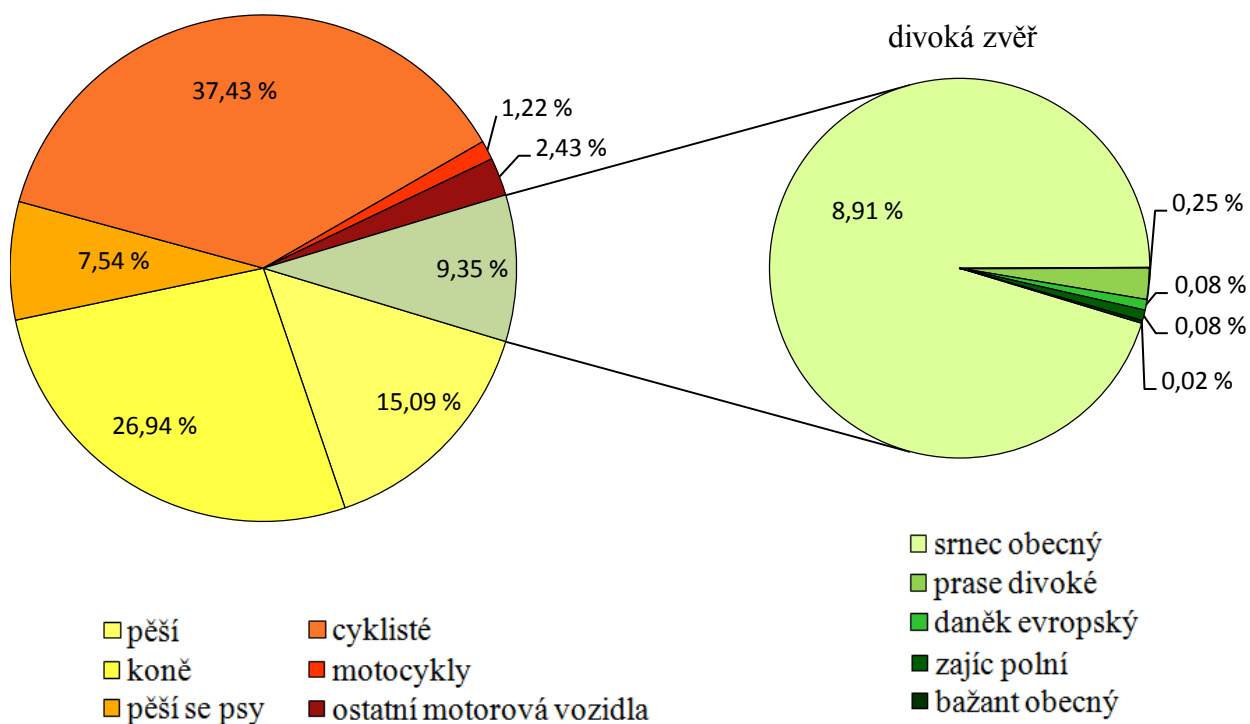
Zdroj: AOPK ČR ®, Zabaged ®; vlastní zpracování

Příloha č. 7: Zaniklé koridory



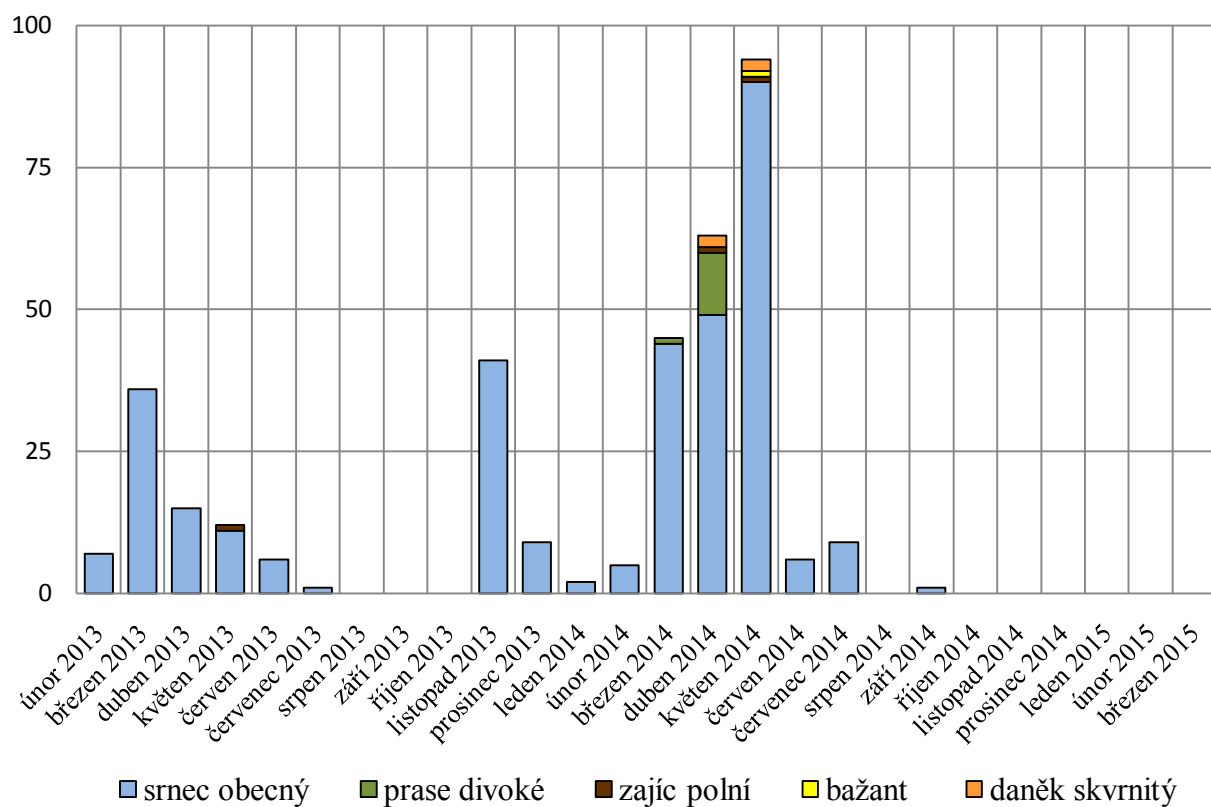
Zdroj: AOPK ČR ®, Zabaged ®; vlastní zpracování

Příloha č. 8: Využívání ekoduktu u Kocandy



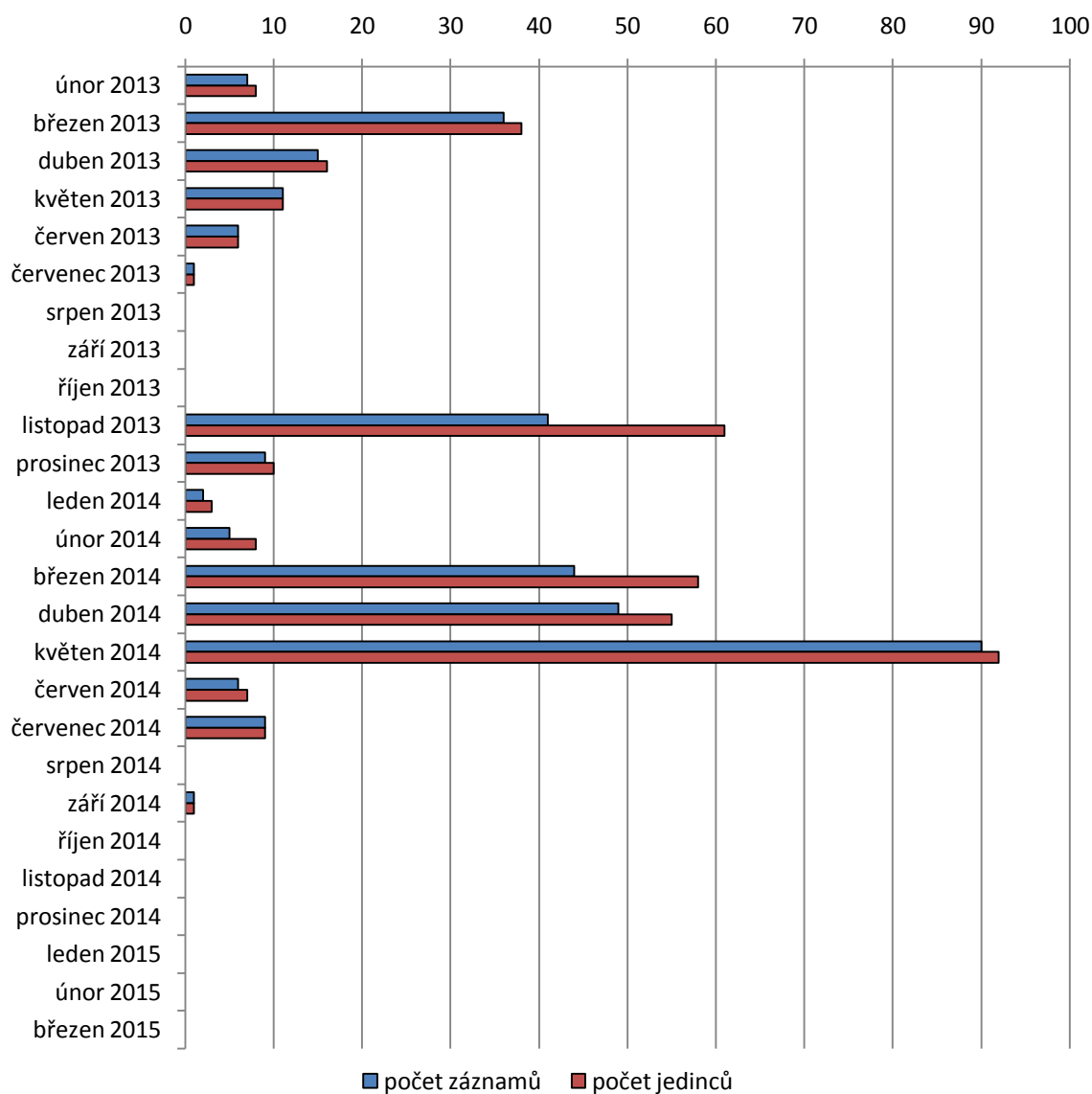
Zdroj: vlastní zpracování

Příloha č. 9: Roční cyklus průchodů dle zastoupení jednotlivých druhů



Zdroj: vlastní zpracování

Příloha č. 10: Roční cyklus průchodů srnce obecného



Zdroj: vlastní zpracování

Příloha č. 11: Fotografie z fotopasti u Kocandy (A – srnec obecný, B – prase divoké, C – zajíc polní, D – daněk evropský)

A



B



C



Zdroj: vlastní

D



Zdroj: vlastní

Příloha č. 12: Umístění fotopasti u Kocandy



Zdroj: vlastní